



# INFORME FINAL

Consultoría para Proyecto GEFSEC ID: 9766 “Conservación de humedales costeros de la zona centro-sur de Chile”

*“Caracterización de las biocenosis del humedal de Mantagua, particularmente de las comunidades de macroinvertebrados y de peces que habitan en el estero Mantagua y la laguna costera adyacente”.*

Marzo 2023



## Ministerio del Medio Ambiente

Proyecto GEF/SEC ID: 9766 “Conservación de humedales costeros de la zona centro-sur de Chile”.

### Elaboración de Contenido

Luis Figueroa Fábrega

Isabel Valdivia Rojas

Sol Ipinza Apablaza

James Pita Quirola

Brayan Bravo Bustamante

Cyndi Muñoz Moreno

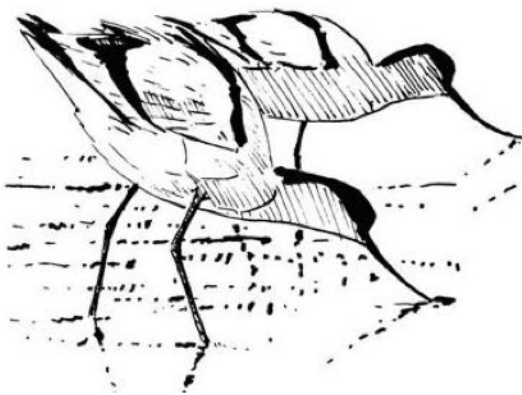
Catalina Vásquez Herrera

Shanice Galindo Vilches

Javiera Avila Ruiz

### Cita de este documento:

MMA – ONU Medio Ambiente, 2023. Informe Final “Caracterización de las biocenosis del humedal de Mantagua, particularmente de las comunidades de macroinvertebrados y de peces que habitan en el estero Mantagua y la laguna costera adyacente”. Elaborado por el Laboratorio de Estudios Ecosistémicos (LECOS) de la Universidad de Viña del Mar. Equipo Consultor Proyecto GEF/SEC ID: 9766 “Conservación de humedales costeros de la zona centro-sur de Chile”. Ministerio del Medio Ambiente. Viña del Mar, Chile. 114 pp.



Laboratorio de Estudios Ecosistémicos (LECOS)  
Escuela de Ciencias Agrícolas y Veterinarias  
Campus Rodelillo - UVM  
Viña del Mar  
Fono +56962842796  
luis.figueroa@uvm.cl



## I. RESUMEN

Los humedales son zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres, los cuales son importantes fuentes de diversidad biológica, que proporcionan beneficios tanto a la propia naturaleza, como a las sociedades humanas. A pesar de esto, los humedales continentales han disminuido considerablemente y la causa de esto es la gran cantidad de intereses y actividades antrópicas que se desarrollan en sus inmediaciones, provocando una reducción de la biodiversidad. En Chile central, existe una compleja red de humedales costeros, siendo uno de ellos el Humedal costero de Mantagua, el cual se caracteriza por albergar una varia biodiversidad. Ante esto, analizar y comprender la riqueza de especies y la abundancia de sus componentes, especialmente de aquellos grupos de niveles tróficos que son fuente principal de alimento para especies tróficamente superiores, nos podría ayudar a explicar la dinámica de este ecosistema, permitiendo así proponer estrategias que aseguren su integridad ecológica, como a la vez, su conservación en el tiempo. Por consiguiente, el presente trabajo busca realizar la caracterización de las biocenosis del Humedal de Mantagua, particularmente de las comunidades de macroinvertebrados y de peces que habitan en él.

Al comparar los parámetros fisicoquímicos registrados en invierno y primavera se detectaron diferencias significativas en cada una de las zonas, para todos los parámetros analizados, excepto en el pH en la zona del Estuario, el cual aparentemente no presenta diferencias relacionadas a la estacionalidad. La conductividad juega quizás el rol más relevante en relación con los parámetros fisicoquímicas, los cuales moldean la estabilidad del sistema a nivel estacional como espacial. La temperatura y el oxígeno presentan una fuerte variabilidad espacial y estacional, lo cual puede depender de las condiciones ambientales, como la temperatura diaria y el efecto del viento.

En cuanto a la macrofauna, en ambas campañas de muestreos, se registró un total de 35 especies pertenecientes a 21 familias, siendo la clase insecta la mejor representada. El Índice biótico ChIBF determinado para Mantagua, tanto en invierno como primavera sugiere que la mayoría de las estaciones quedaran clasificadas como Muy Pobre y Pobre en ambas temporadas. Sin embargo, al comparar las condiciones de invierno y primavera, podemos observar que esta va empeorando, donde de 5 estaciones calificadas como muy mala en invierno, se pasa a 7 en primavera. En cuanto a la ictiofauna en abril 2022,



se detectó la mayor cantidad de individuos en la estación 7 ubicada en el límite entre el meandro y el estuario, con 22 individuos de la especie *Gambusia holdbrooki* y 3 de *Cnesterodon decemmaculatus*. En julio 2022 se capturaron especímenes de la especie pez mosquito oriental o gambusia (*Gambusia holdbrooki*) y la especie madrecita o gambusia manchada (*Cnesterodon decemmaculatus*). En el muestreo de noviembre 2022 se capturó un total de 4 especies de peces, y se registró la presencia de una quinta especie. Las especies capturadas fueron el pez mosquito oriental o gambusia (*Gambusia holdbrooki*), la madrecita o gambusia manchada (*Cnesterodon decemmaculatus*), la Pocha (*Cheirodon pisciculus*) y el Pejerrey de Mar (*Odontesthes regia*), y se observó la presencia de Carpas en la zona de la estación 6 y 7. De la ictiofauna registrada durante las campañas de abril, julio y octubre, solo dos especies se encuentran listadas en categoría de conservación según el Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), *Cheirodon pisciculus* quien se encuentra Vulnerable y *Odontesthes regia* que es una especie clasificada en preocupación Menor.

Dos talleres se realizaron en el marco de esta consultoría. El primero fue un Taller Ciudadano: Introducción a la identificación de macroinvertebrados bentónicos y peces de humedales costeros el jueves 8 de septiembre en dependencias de la Posada del Parque y el segundo taller se realizó el jueves 10 de noviembre y estuvo enfocado a personas relacionadas con la gobernabilidad municipal de los humedales costeros. Adicionalmente se participó en dos conferencias relacionadas con humedales y que fueron organizadas externamente. La primera de ellas fue el VIII Festival de Bienvenida de Aves Migratorias, realizada el 18, 19 y 20 de noviembre en la Posada del Parque, y la segunda actividad fue el primer encuentro de Biodiversidad y Medio Ambiente de la comuna de Concón, el cual se realizó el sábado 17 de diciembre, donde se dio la charla titulada “Peces en Humedales Costeros de la Región de Valparaíso”. El proyecto, además, permitió la realización de dos tesis de pregrado ya finalizadas y dos recientemente iniciadas durante el 2023.

En conclusión, podemos señalar que la conductividad jugó un factor relevante en la caracterización de los componentes de la macrofauna, donde el aumento de este parámetro generó una reducción de la biodiversidad de este componente. En cuanto a los peces este factor ambiental, más la dominancia de especies exóticas genera cambios en la diversidad funcional lo cual contribuye al aumento de la estabilidad ecológica, lo cual ha sido observado en Mantagua, aunque al mismo tiempo pone en riesgo la estabilidad



ecológica, ya que en su mayoría son especies introducidas con hábitos alimenticios generales, que pueden depredar a las especies nativas.

Por lo tanto, en un futuro, es probable la extirpación o extinción de estas especies nativas por depredación (o competencia por hábitat) por parte de las especies introducidas aumente dentro del humedal, disminuyendo así, la diversidad funcional que existe y aumentando la homogeneización.

Ante esta situación, la educación ambiental y el control de especies exóticas en el humedal se plantean como dos importantes estrategias para revertir los fenómenos de pérdida de diversidad. En este sentido, podemos señalar que existe un relevante entusiasmo tanto de organizaciones de base como de funcionarios gubernamentales y municipales de conocer estos grupos, por lo que es pertinente continuar con talleres de capacitación a la comunidad que permita mejorar el conocimiento popular de estos grupos, tan relevantes para este tipo de ecosistemas.

## II. ÍNDICE GENERAL

I. RESUMEN.....	2
II. ÍNDICE GENERAL .....	5
III. ÍNDICE DE TABLAS .....	7
IV. ÍNDICE DE FIGURAS.....	8
1 INTRODUCCIÓN.....	10
1.1 Características geográficas del área de Estudio .....	12
1.2 Macroinvertebrados .....	15
1.3 Ictiofauna .....	22
2 OBJETIVOS.....	28
2.1 Objetivo general.....	28
2.2 Objetivos específicos.....	28
3 METODOLOGÍA .....	29
3.1 Generalidades .....	29
3.1.1 Campañas de levantamiento de terreno.....	30
3.1.2 Caracterización general del hábitat .....	32
3.1.3 Instalación de equipos de registro continuo de temperatura.....	34
3.1.4 Caracterización del Medio Biótico del Ecosistema Acuático.....	34
3.1.4.1 Macroinvertebrados bentónicos.....	34
3.1.4.2 Fauna íctica.....	39
3.1.5 Análisis estadísticos.....	36
3.1.6 Índices Biótico para definir calidad de agua.....	37
3.1.7 Estado de Conservación .....	39
3.1.8 Actividades de capacitación a la ciudadanía sobre el monitoreo e identificación de macroinvertebrados mediante la realización de dos talleres teórico-prácticos. ....	40
4 RESULTADOS.....	42
4.1 Caracterización del Medio Biótico del Ecosistema Acuático.....	42
4.1.1 Levantamiento de terreno. ....	42
4.1.1.1 Sitios de reconocimiento.....	42
4.1.2 Descripción de las condiciones del hábitat .....	43
4.1.3 Macroinvertebrados bentónicos.....	54
4.1.4 Índices bióticos.....	64
4.1.5 Ictiofauna .....	65
4.1.5.1 Análisis comparativo de la riqueza de ictiofauna con otros esteros.....	69
4.1.5.2 Estados de Conservación de las especies registradas en la campaña de abril y julio 2022. ....	71
4.2 Actividades de capacitación a la ciudadanía sobre el monitoreo e identificación de macroinvertebrados mediante la realización de dos talleres teórico-prácticos .....	71
4.2.1 Talleres de educación y participación ciudadana.....	71
4.2.1.1 Taller Ciudadano: Introducción a la identificación de macroinvertebrados bentónicos y peces de humedales costeros.....	71
4.2.1.2 Taller de apoyo para la gobernabilidad: Indicadores de la calidad ambiental en humedales costeros”	73



4.2.1.3	Otros talleres y actividades de difusión .....	73
4.2.1.4	Tesis de Pregrado .....	75
5	DISCUSIÓN.....	76
6	CONCLUSIÓN.....	82
7	BIBLIOGRAFÍA.....	89
8	ANEXOS.....	103

### III. ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Lista de familias acuáticas colectadas en 18 humedales de la zona centro norte de Chile por Coccia <i>et al.</i> (2022). .....	19
Tabla 2. Lista de familias terrestres colectadas en 18 humedales de la zona centro norte de Chile por Coccia <i>et al.</i> (2022). .....	20
Tabla 3. Lista de familias colectadas en el humedal de Mantagua por Tapia (2018). .....	22
Tabla 4. Ictiofauna potencialmente presente en el área de estudio según referencias bibliográficas. ....	26
Tabla 5. Ictiofauna nativa identificadas por trabajos previos en la zona del humedal de Mantagua y su respectiva categoría de conservación según el listado actualizado a mayo 2022 y que incluye hasta el 17mo proceso de clasificación de especies del Ministerio del Medio Ambiente (MMA). .....	27
Tabla 6. Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo (decimales y UTM) y zonas que representan. ....	30
Tabla 7. Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo (decimales y UTM) y zonas que representan. ....	31
Tabla 8. Normas de terreno para la toma de muestras. ....	33
Tabla 9. Características cualitativas establecidas en la NCh. 1.333./78 sobre requisitos de Calidad de Agua para Diferentes Usos. para usos Estético y Recreativo. ....	33
Tabla 10. Valores de tolerancia para Macroinvertebrados bentónicos dulceacuícolas para cuerpos de agua dulce mediterráneos de Chile. ....	38
Tabla 11. Tabla de las cinco clases de calidad para el índice utilizado, su relación con las características ambientales y color para su representación cartográfica. ....	38
Tabla 12. Coordenadas geográficas de los sitios de reconocimiento en el humedal de Mantagua. ....	42
Tabla 13. Descripción general del tipo de sustrato en las estaciones de muestreo en el humedal de Mantagua – Campaña abril y octubre 2022. ....	43
Tabla 14. Listado de macroinvertebrados bentónicos registrados en el área de estudio – Campaña invierno de 2022. ....	57
Tabla 15. Listado de macroinvertebrados bentónicos registrados en el área de estudio – Campaña primavera de 2022. ....	60
Tabla 16. Listado de macroinvertebrados bentónicos registrados en el área de estudio – Campañas Invierno y primavera de 2022. ....	64
Tabla 17. Número de individuos según especie capturados en 200 m <sup>2</sup> , por 30 minutos de prospección en las 9 estaciones de muestreo – Campaña de abril 2022. NP = No prospectado. ....	65
Tabla 18. Listado de fauna íctica registrada en el área de estudio – Campaña invierno 2022. ....	66
Tabla 19. Número de individuos capturados en 200 m <sup>2</sup> , por 30 minutos de prospección en las 9 estaciones de muestreo – Campaña de julio 2022. ....	66
Tabla 20. Listado de fauna íctica registrada en el área de estudio – Campaña primavera 2022. ....	68
Tabla 21. Número de individuos capturados en 200 m <sup>2</sup> , por 30 minutos de prospección en las 9 estaciones de muestreo – Campaña de octubre 2022. ....	68
Tabla 22. Abundancia de peces en los esteros estudiados, número total de individuos encontrados, Diversidad H' y Diversidad H' máxima. Las letras identifican a las especies como introducidas (I), nativas (N) o endémicas (E). ....	70



## IV. ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Vista general del Humedal de Mantagua. Fuente: Google Earth. ....	11
Figura 2. Representación del humedal de Mantagua. En ella se aprecian los tres componentes del cuerpo de agua, la albufera, el estuario y el meandro. Adicionalmente se aprecian los principales grupos vegetacionales descritos por (Flores, 2022). Fuente: Elaboración propia. ....	14
Figura 3. Ubicación de las estaciones de muestreo en el Humedal de Mantagua. Los puntos amarillos indican las estaciones de muestreo, mientras que las áreas de distinto color indican zonas del humedal que tienen diferentes comportamientos en sus características fisicoquímicas. Fuente: Elaboración propia. ....	29
Figura 4. Imagen de equipamiento para realizar identificación y fotografía <i>in situ</i> , para asegurar la sobrevivencia de los individuos capturados. Fuente: Elaboración propia. ....	31
Figura 5. Registro de presencia de la barra de arena en la desembocadura del humedal de Mantagua en el mes de junio 2022, la cual mantiene separada el cuerpo de agua de la influencia del océano. Las flechas amarillas indican la zona por la cual ingresa agua de mar a la zona de estudio, en mareas altas o cuando olas de mayor tamaño remontan la barra de arena. ....	44
Figura 6. Variación mensual de la pluviometría según datos de la estación meteorológica de Rodelillo, en Viña del Mar para un año normal (línea negra) y el año 2022 (línea azul). ....	45
Figura 7. Promedio y desviación estándar del oxígeno disuelto (mg/L), temperatura superficial (T°), conductividad (µS/cm) y pH, obtenidos en la campaña de invierno 2022 en el humedal de Mantagua. Las barras de color azul oscuro indican las estaciones de albufera, las de color azul claro estuario y las barras de color celestes del meandro. Valores de KW representan la fuerza de la prueba de Kruskal-Wallis de igualdad de medianas y el valor de P la probabilidad de ocurrencia a intervalo de confianza del 95%. Fuente: Elaboración propia. ....	46
Figura 8. Promedio y desviación estándar del oxígeno disuelto (mg/L), temperatura superficial (T°), conductividad (ms/cm) y pH, obtenidos en la campaña de primavera 2022 en el humedal de Mantagua. Las barras de color azul oscuro indican las estaciones presentes en la albufera, las de color azul claro corresponden al estuario y las celestes corresponden a la zona del meandro. Valores de KW representan la fuerza de la prueba de Kruskal-Wallis de igualdad de medianas y el valor de P la probabilidad de ocurrencia a un nivel de confianza del 95,0%. Fuente: Elaboración propia. ....	48
Figura 9. Promedio y desviación estándar del oxígeno disuelto (mg/L), temperatura superficial (T°), conductividad (µS/cm) y pH por zonas, obtenidos en la campaña de invierno (barras azules) y primavera (barras naranjas) del 2022 en el humedal de Mantagua. Valores de KS representan la fuerza de la prueba de Kolmogorov Smirnov y el valor de P la probabilidad de ocurrencia a un nivel de confianza del 95,0%. Fuente: Elaboración propia. ...	50
Figura 10. Registro de julio 2022 en el estuario del humedal de Mantagua, en la cual se observa la generación de olas originadas por el viento (Flecha celeste) y que permitirían una mayor oxigenación del área (flechas amarillas). Fuente: Elaboración propia. ....	51
Figura 11. Registros de Temperatura del agua cada 30 minutos entre el 10 de julio 2022 y el 10 de diciembre 2022 a 1 m de profundidad en dos estaciones de muestreo, una protegida del viento (Estación 7) y otra expuesta al viento (Estación 5). ....	52
Figura 12. Análisis de componentes principales (PCA) asociados a los parámetros físico químico y las estaciones de las diferentes zonas campaña Invierno, en el humedal de Mantagua. ....	53
Figura 13. Análisis de componentes principales (PCA) asociados a los parámetros físico químico y las estaciones, tomadas en primavera 2022 en Mantagua. ....	54
Figura 14. Principales grupos identificados en el muestreo de invierno 2022. A) Hemiptera, <i>Sigara</i> sp. en estado ninfa; B) Hemiptera, Cicadellidae; <i>Macrostelus</i> sp., en estado ninfa; C) Ostracoda, Podocopia, Cyprididae sp1. D), Hygrophila, Physidae, <i>Physa</i> sp.; E) Collembola, Poduromorpha, <i>Hypogastrura manubrialis</i> ; y F) Coleoptera, Curculionidae, <i>Pentarthum huttoni</i> . Elaboración propia. ....	56

Figura 15. Riqueza de especies y abundancia por estación de muestreo en la campaña de invierno 2022. ....	58
Figura 16. Índice de diversidad de Shannon-Wiener (columnas azules) e índice de dominancia de Simpson (Columnas verde) en las distintas estaciones analizadas en la campaña de invierno 2022. ....	58
Figura 17. Análisis de cluster y MDS para la abundancia de macroinvertebrados registrados en la campaña de invierno 2022. ....	59
Figura 18. Riqueza de especies y abundancia de estaciones por estación de muestreo en la campaña de primavera 2022. ....	61
Figura 19. Índice de diversidad de Shannon-Wiener (columnas azules) e índice de dominancia de Simpson (Columnas verde) en las distintas estaciones analizadas en la campaña de primavera 2022. ....	61
Figura 20. Análisis de cluster y MDS para la abundancia de macroinvertebrados registrados en la campaña de primavera 2022. ....	62
Figura 21. Análisis de cluster y MDS para la abundancia de macroinvertebrados registrados en ambas campañas de muestreo (ie. primavera y verano). ....	63
Figura 22. Análisis de componentes principales (PCA) de la relacion entre las especies registradas de las muestras con sus valores de abundancia y estacion del año en que se obtuvieron. ....	63
Figura 23. Imágenes de la ictiofauna registrada en los monitoreos de abril y julio 2022 en el humedal de Mantagua. A) <i>Cnesterodon decemmaculatus</i> ; B) <i>Gambusia holdbrooki</i> y C) restos de <i>Cyprinus carpio</i> . Fuente: Elaboración propia. ....	67
Figura 24. Esteros elegidos como zonas de estudio en la Región de Valparaíso. Los puntos rojos representan los sitios de muestreo (Posiciones referenciales). Fuente: Tesis Belen Pinto. ....	69
Figura 25. a) Abundancia relativa de peces (ind/100m <sup>2</sup> ) en las distintas localidades estudiadas; b) Abundancias de peces según nivel trófico. Fuente: Tesis Belen Pinto. ....	71
Figura 26. Imágenes de las actividades de campo desarrolladas en el humedal, en el marco del taller Introducción a la identificación de macroinvertebrados bentónicos y peces de humedales costeros en el Humedal de Mantagua, desarrollado el día 8 de septiembre 2022. ....	72
Figura 27. Imágenes de las actividades en laboratorio desarrolladas en el “Indicadores de la calidad ambiental en humedales costeros”. desarrollado el día 10 de noviembre 2022. ....	74
Figura 28. Imágenes de las actividades en laboratorio desarrolladas en VIII Festival de Bienvenida de Aves Migratorias, realizada el 18, 19 y 20 de noviembre en la Posada del Parque, en el Humedal de Mantagua, donde se realizó el taller titulado Maravillas Escondidas: Peces y macroinvertebrados del humedal de Mantagua. ....	74



## 1 INTRODUCCIÓN

Los humedales son zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres, donde el agua es el principal factor que controla la vida vegetal y animal (Anderson y Davis, 2013). Se caracterizan por ser altamente dinámicos, tanto en el espacio como en el tiempo, lo cual depende principalmente del equilibrio hídrico y de los niveles de salinidad, los que son regulados por los flujos de agua entre los ríos y el mar (GEF-PNUD, 2019).

Suelen tener una alta productividad biológica (Burton *et al.*, 2004; Simeone *et al.*, 2008; Gentine *et al.*, 2022), además de agrupar una gama de hábitats continentales, costeros y marinos que comparten ciertas características climáticas y geológicas, así como una hidrología y edafología singular (Convención de Ramsar sobre los Humedales, 2018).

En términos ecológicos, los humedales son importantes fuentes de diversidad biológica de acuerdo con su origen, localización, régimen acuático, características del suelo y vegetación (Russo, 2008; Perillo *et al.*, 2019). Por consiguiente, las funciones ecológicas de estos ecosistemas proporcionan beneficios tanto a la propia naturaleza, como a las sociedades humanas, lo cual ha sido reconocido ampliamente a nivel mundial (Ekka *et al.*, 2020; Flores *et al.*, 2022 a).

A pesar de esto, los humedales continentales han disminuido aproximadamente en un 69% de su extensión geográfica, mientras que los humedales costeros lo han hecho en un 62% (GEF-PNUD, 2019), lo cual tiene sus causas en la gran cantidad de intereses y actividades antrópicas que se desarrollan en sus inmediaciones, provocando la mayoría de las veces una pérdida significativa del hábitat, y, por consiguiente, una reducción de la biodiversidad (Perillo *et al.*, 2019).

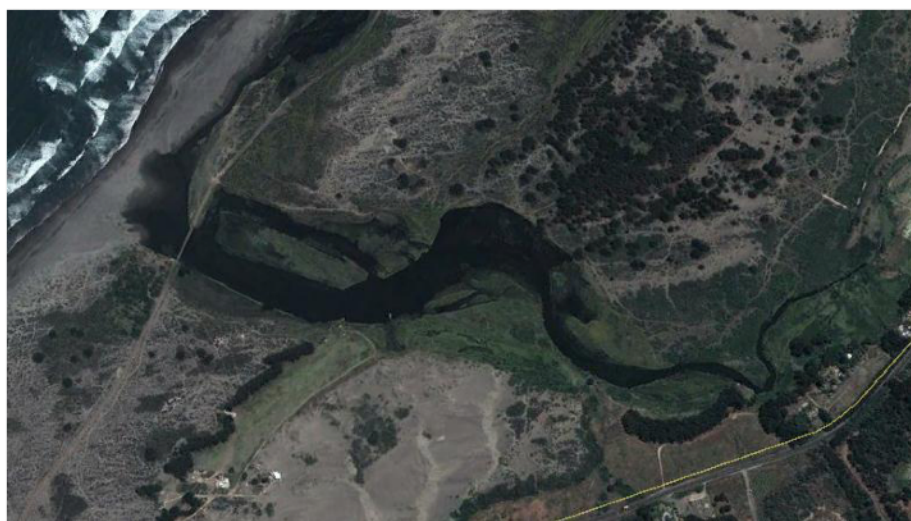
En Chile central (32° - 38° S), existe una compleja red de humedales costeros, incluyendo marismas, lagunas costeras saladas y mixtas, planicies de mareas y estuarios (Contreras-López y Castro, 2012; GEF-PNUD, 2019), con presencia de gradientes ambientales que permiten una elevada heterogeneidad de flora y fauna (Flores *et al.*, 2022 a) e influyendo directamente sobre los ecosistemas aledaños que conforman el paisaje.

El Humedal costero de Mantagua es un claro ejemplo de ello, ya que a pesar de su reducido tamaño (*ie.* 57 ha), presenta un área de influencia de aproximadamente 269 ha, albergando diversas comunidades

vegetales, terrestres, palustres y acuáticas, que en su conjunto ofrecen una diversidad de hábitats para la fauna y en especial para las numerosas especies de aves migratorias que llegan al área (Simeone *et al.*, 2008; Flores, 2022).

Este humedal se encuentra ubicado en la Ecorregión Mediterránea Chilena (Flores *et al.*, 2022 b), en el sector costero de la comuna de Quintero y a solo 12 kilómetros de la comuna de Concón, en la Región de Valparaíso. Es parte de un sistema hidrológico que se origina en la Cordillera de la Costa, involucrando una compleja red de cursos superficiales, napas subterráneas, ríos, lagunas, esteros, estuarios y lagunas costeras, que se extienden sigilosamente desde el sector de Valle Alegre por el noreste, hasta las faldas del Cerro Mauco por el sureste, abarcando un conjunto de quebradas que fluyen sus aguas hacia el oeste, atravesando cerros, y bordeando dunas, hasta llegar a la desembocadura en el océano Pacífico (Portal y Leiva, 2022).

Es en esta zona donde se forma el Humedal Costero de Mantagua, el cual lo integra el meandro o tramo final del Estero de Mantagua, el estuario o laguna grande, que se origina justamente antes de la desembocadura, y una zona conocida como la laguna chica o albufera, que corre paralela a la línea de costa y que debe su origen al drenaje estacional del estuario del Estero Mantagua y el aporte ocasional de agua marina, cuando se sobrepasa la barra de arena que impide su vaciado en el océano ( **Figura 1**), (Flores *et al.*, 2022 b; Portales y Leiva, 2022).



**Figura 1.** Vista general del Humedal de Mantagua. Fuente: Google Earth.



Esta confluencia de agua marina y agua dulce, origina un evidente incremento de la biodiversidad, a tal punto que ha sido considerado como uno de los 56 sitios Prioritarios para la Conservación de la Región de Valparaíso (Flores *et al.*, 2022 b; CONAMA-PNUD 2005; Negrete *et al.*, 2015), con la presencia de 192 especies de plantas, de las cuales 44% corresponden a especies nativas y 22% endémicas (Flores, 2022), y 215 especies de fauna vertebrada, lo que incluye 166 especies de aves, 26 de mamíferos, 8 de reptiles, 4 de anfibios y 11 de peces (Ibáñez y Sepúlveda, 2022).

Esto genera una compleja asociatividad y dependencia entre los distintos componentes del ecosistema, lo que en cierta medida explicaría la presencia de ciertas especies, así como la intermitencia de algunas de ellas. Ante esto, analizar y comprender la riqueza de especies y la abundancia de sus componentes, especialmente de aquellos grupos de niveles tróficos que son fuente principal de alimento para especies ubicadas en etapas superiores en la cadena alimentaria, nos podría ayudar a explicar la dinámica de este ecosistema, permitiendo así proponer estrategias que aseguren su integridad ecológica, como a la vez, su conservación en el tiempo.

Por consiguiente, el presente trabajo busca realizar la caracterización de las biocenosis del Humedal de Mantagua, particularmente de las comunidades de macroinvertebrados y de peces que habitan en él. En base a esto, el presente informe entrega información relacionada a las actividades de reconocimiento del área de estudio, así como de la campaña de muestreo y análisis de las temporadas de invierno y primavera 2022, además del reporte de las actividades con la comunidad.

## **1.1 Características geográficas del área de Estudio**

El humedal costero de Mantagua, es un sistema integrado de distintos cuerpos de agua, que se encuentran en la Zona Central de Chile, específicamente en la región de Valparaíso (*ie.* 32° 53' S; 71 °31' W), y que forma parte de la cuenca superior conocida como Pucalán - Quintero, la cual está conformada por una serie de subcuencas costeras conectadas a un estero principal, cuya expresión superficial evidencia condiciones geológicas, geomorfológicas y climáticas en su formación y comportamiento (Portal y Leiva, 2022).

Esta cuenca, se sitúa dentro de la unidad morfo estructural más occidental de la Cordillera de la Costa de la región de Valparaíso, al norte del río Aconcagua, y presenta una orientación general NE-SO, la cual

incluye una serie de subcuencas que tienen su nacimiento en quebradas adosadas a la ladera occidental de la Cordillera de la Costa (Portal y Leiva, 2022).

El humedal, debe su formación a la confluencia de dos esteros principales, el Pucalán-Los Maquis, el cual es denominado Quintero aguas abajo, y el estero de Mantagua (Simeone *et al.*, 2008; Portal y Leiva, 2022).

El sistema del estero Pucalán-Los Maquis, tiene una superficie cercana a 50 km<sup>2</sup>, y presenta sus nacientes en la sección nororiental más distal de la cuenca. Por otra parte, el sistema del estero Mantagua, atraviesa la cuenca en sentido E-O, desde sus nacientes en el cerro Mauco, cruzando sobre sedimentos consolidados de la formación Horcón, donde sobreyacen las dunas estabilizadas del sistema Ritoque, hasta confluir con el estero de Quintero, cuyo escurrimiento hacia el mar se obstaculiza por la presencia del campo dunar activo de Ritoque, provocando su desviación hacia el sur (Portal y Leiva, 2022).

Al pasar la confluencia entre ambos sistemas, el estero Mantagua forma un meandro el cual, al acercarse al mar, finaliza en un estuario conocido como la laguna grande y que está separado del mar por una barra de arena (Simeone *et al.*, 2008; Portal y Leiva, 2022). Esta barra es ocasionalmente sobrepasada ya sea por eventos de alta marea, incrementos del nivel del mar de características ciclónicas, crecidas ocasionales del curso de agua ya sea de origen pluvial y/o provocadas por el drenaje de los cerros de la cordillera de la costa, o por el rompimiento de la barra de arena por procesos estacionales de erosión de la playa.

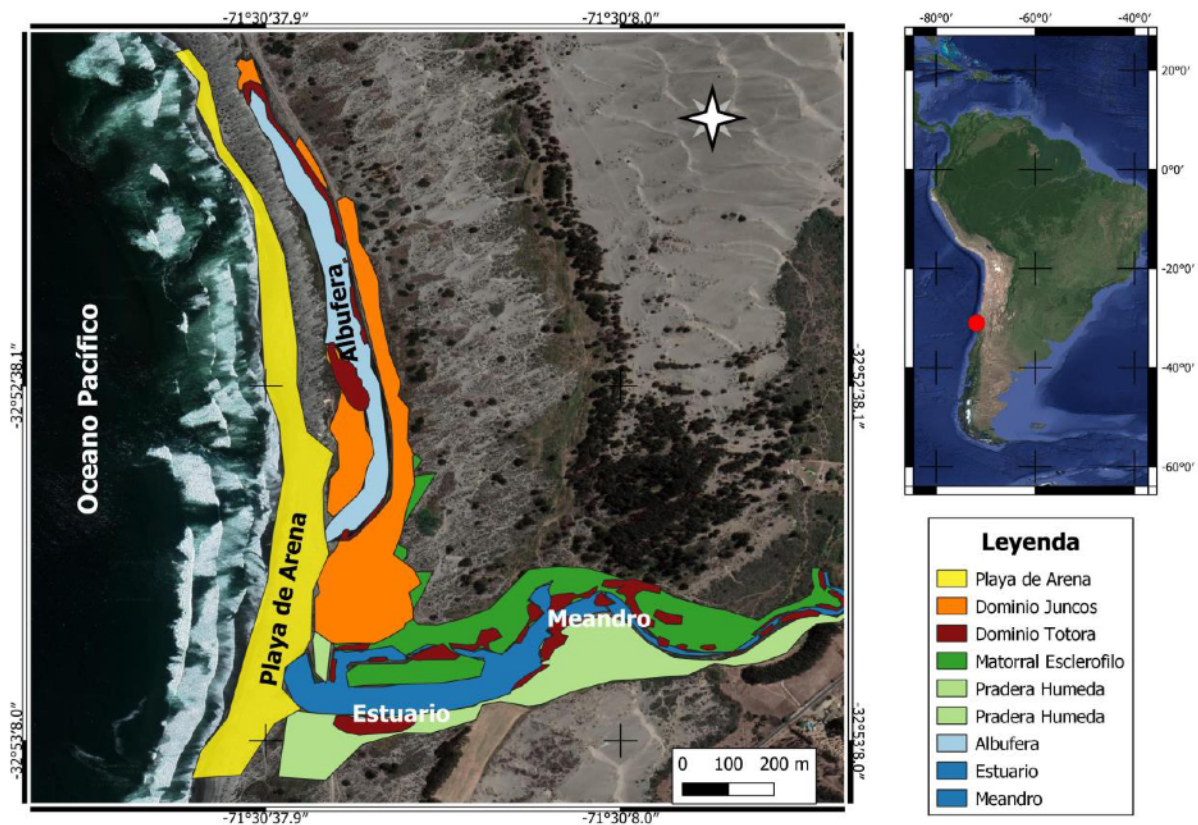
El embancamiento de las aguas da origen a una laguna costera o albufera, la cual corre de manera paralela a la línea de costa, comunicándose con el estuario del humedal sólo a través de drenajes estacionales (Iturriaga y de la Harpe, 2012; Portal y Leiva, 2022) (**Figura 2**).

Tanto el estero de Mantagua, desde su origen a la desembocadura, e incluyendo la laguna, cubren una superficie aproximada de 269 ha (CONAMA-PNUD, 2005; Portal y Leiva, 2022; Flores *et al.* 2022 b), de los cuales 57 ha corresponden a la zona delimitada como humedal costero de Mantagua (Contreras-López *et al.*, 2021).

El clima se caracteriza por ser templado-cálido, con una estación seca de 8 a 7 meses y gran nubosidad, con un volumen de lluvias que va entre 300 a 400 milímetros (Iturriaga y de la Harpe, 2012; Flores *et al.*, 2022 b). Presenta incremento significativo de la nubosidad en la estación seca, y una temperatura media anual de 14,4 °C (Iturriaga y de la Harpe, 2012; Contreras-López *et al.*, 2021; Flores *et al.*, 2022 b).

A nivel vegetacional, este humedal se encuentra en la zona mesomórfica de Chile Central, la que destaca por la formación de matorrales arborescentes característicos de la región costera. Esta formación se

extiende entre los 30° 50 'S y los 36° 30 ' S. y se encuentra formada por tres estratos característicos, los cuales son arbóreo, arbustivo y herbáceo, con hierbas perennes y anuales (Iturriaga y de la Harpe, 2012; Flores, 2022).



**Figura 2.** Representación del humedal de Mantagua. En ella se aprecian los tres componentes del cuerpo de agua, la albufera, el estuario y el meandro. Adicionalmente se aprecian los principales grupos vegetacionales descritos por (Flores, 2022). Fuente: Elaboración propia.

Todas estas singularidades explican la existencia del paisaje heterogéneo, típico de humedal costero con vegetación hidrófila y palustre (GEF-PNUD, 2019), aumentando la complejidad del hábitat debido al efecto que la vegetación tiene en la disponibilidad de oxígeno y en el ciclo de nutrientes (Diehl y Kornijów, 1998; Kalff y Rooney, 2003; Tall *et al.*, 2011; Massicotte *et al.*, 2013; Caraco *et al.*, 2006).

Por otra parte, esta heterogeneidad influye en las interacciones depredador-presa (Dionne y Fol, 1991; Diehl, 1992), así como en la distribución espacial (Eklöv, 1997; Nurminen y Horppila, 2002), la abundancia,



la riqueza de especies (Boström *et al.*, 2006; Meerhoff *et al.*, 2007), tal como es el caso de macroinvertebrados y peces (Smokorowski y Pratt, 2007).

Considerando esto, a continuación, se analizan los componentes históricos de estos dos grupos taxonómicos en el humedal de Mantagua, de tal forma que se generen las bases para mejorar nuestra comprensión de las relaciones ecológicas que imperan en el sistema.

## 1.2 Macroinvertebrados

En términos generales, los invertebrados bentónicos lo componen el conjunto de invertebrados que habitan asociados al fondo de los sistemas acuáticos durante todo el ciclo de vida o parte de éste (Alba-Tercedor *et al.*, 2002), pudiendo vivir enterrados en el fango y la arena, adheridos a troncos, rocas y vegetación sumergida (Roldan, 1996).

De acuerdo con su tamaño se pueden clasificar en **Microinvertebrados**, los cuales son individuos de pequeño tamaño (< 100  $\mu\text{m}$ ), conformado principalmente por los grupos Protozoa, Nemátoda, Rotífera y Artrópoda (Branchiopoda, Ostracoda y Maxillopoda) (Alba-Tercedor *et al.*, 2002), y los **Macroinvertebrados**, que corresponden a organismos de mayor tamaño, generalmente visibles al ojo humano (200-500  $\mu\text{m}$ ) (Rosenberg y Resh, 1993; Oscoz *et al.*, 2011), de los cuales se identifican grupos como Anélida, Artrópoda (Insecta, Arachnida y Crustácea), Celenterada, Molusca, Porífera, Platyhelminthes, Nemátoda y Nematomorpha (Domínguez y Fernández, 2009; Oscoz *et al.*, 2011).

Ambos grupos, desempeñan importantes funciones ecosistémicas y comunitarias en los cuerpos de agua dulce y salobres (Diehl y Kornijów. 1998; Hou *et al.*, 2020) ya que cumplen un papel relevante en el ciclo de nutrientes y en el flujo de energía en los humedales costeros (Alongi y Christoffersen, 1992; Proffitt y Devlin, 2005; Lee, 2008; Okyere *et al.*, 2011; Tantikamton *et al.*, 2015; Walag y Canencia, 2016). Por ejemplo, el consumo de macroinvertebrados detritívoros por parte de los peces, constituye una importante vía de reciclaje de fósforo desde los sedimentos a la columna de agua (Andersson *et al.*, 1988). En este sentido, los invertebrados en general son una importante fuente de alimento para muchas especies de peces durante al menos algunas etapas de su desarrollo, y su disponibilidad tiene importantes consecuencias para la abundancia y las estructuras de talla de varias especies de peces (Persson, 1988; Osenberg *et al.*, 1992; Olson *et al.*, 1995).





Por otra parte, la depredación por parte de los peces actúa como un importante agente de mortalidad selectiva sobre los invertebrados, con repercusiones en la abundancia, la composición de las especies y la estructura del tamaño de estos (Erikson *et al.*, 1980; Osenberg y Mittelbach, 1989; Diehl, 1995).

A nivel internacional, la mayoría de las investigaciones relacionadas con estas especies, se centran en determinar las especies dominantes, la estructura de la comunidad, los factores que influyen en la estructuración de la comunidad, las características de diversidad y el papel que juegan en la evaluación del entorno ecológico (Warwick *et al.*, 1991; Yu *et al.*, 2012; Noman *et al.*, 2019). Se ha señalado que los factores ambientales afectan la diversidad de estos, y conducen directamente a cambios en la composición de los taxones en estos ecosistemas (de Juan y Hewitt, 2011). Por ejemplo, la concentración de oxígeno disuelto (O.D.) afecta la estructura de la comunidad de macroinvertebrados de forma directa y en periodos de tiempo relativamente cortos (Suzuki, 1998). En este sentido, se han realizado varios estudios para aplicar el concepto de evaluación biológica (Masson *et al.* 2010), reconociéndose la importancia de este enfoque para evaluar la salud de un cuerpo de agua a través de la presencia, condición y tipo de organismos disponibles.

De esta manera, los macroinvertebrados han sido utilizados como *proxí* para: (1) la detección o evaluación inicial de las condiciones; (2) la caracterización del deterioro y diagnóstico; y (3) el seguimiento de tendencias para evaluar las mejoras de una mayor degradación (Barbour y Burton, 2002).

Entre las ventajas, mencionadas para la aplicación de estos *proxis* Rosenberg y Resh (1993) destacan: (a) presencia en prácticamente todos los sistemas acuáticos continentales, lo cual posibilita realizar estudios comparativos; (b) su naturaleza sedentaria, la que permite un análisis espacial de los efectos de las perturbaciones en el ambiente; (c) los muestreos cuantitativos y análisis de las muestras, que pueden ser realizados con equipos simples y de bajo costo, y (d) la disponibilidad de métodos e índices para el análisis de datos, los que han sido validados en diferentes ríos del mundo.

Estas condiciones han llevado a la generación de un conjunto de índices que relacionan la calidad de aguas y la presencia y abundancia de ciertas especies, en función de las características relacionadas a la tolerancia de ciertas especies a las condiciones ambientales generadas por ciertos parámetros ambientales como el oxígeno, la temperatura o la concentración de materia orgánica. Actualmente existen una extensa lista de Índices Bióticos (IB) utilizados a nivel internacional para definir la calidad de las aguas, sin embargo, reconociendo que muchos de ellos son modificaciones y/o adaptaciones. Uno de los más



aplicados es el Índice Biótico de Familias (IBF), el cual fue desarrollado por Chuter (1972) para ríos de Sudáfrica y modificada por Hilsenhoff (1988) para aguas de climas templados de Norteamérica. Este índice es uno de los más utilizados por la USEPA (Mackie 2001), con varias aplicaciones en Chile (Figueroa *et al.* 2003, 2007), el cual requiere una aproximación cuantitativa de las familias y asignación de un valor de tolerancia para cada una de ellas.

En Chile, se han realizado diversos estudios con este enfoque, los cuales han analizado la composición y variabilidad de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en ecosistemas acuáticos continentales (i.e. Campos *et al.*, 1984; Valdovinos *et al.*, 1993; Arenas 1995; Habit *et al.*, 1998; Valdovinos y Araya, 1998; Figueroa *et al.* 2000 a y b, 2003, 2016; Valdovinos y Figueroa 2000; Muñoz *et al.* 2001, Valdovinos 2001, Oyanedel *et al.* 2008, Correa-Araneda *et al.* 2014, 2021, entre otros).

En estos trabajos, ha quedado de manifiesto la sensibilidad de los macroinvertebrados para detectar cambios en la calidad de los cuerpos de agua en ambientes acuáticos en general, así como la factibilidad de su uso para definir la calidad del cuerpo de agua.

En los sistemas lénticos permanentes, entre ellos los humedales costeros, se ha descrito que los macroinvertebrados están principalmente dominados por insectos de los órdenes Coleóptera, Díptera, Hemíptera y Odonata (Trama *et al.*, 2009; Batzer y Ruhí, 2013; Rico-Sánchez *et al.*, 2014) y cuyas abundancias depende de la hidrología, la vegetación acuática, las perturbaciones antropogénicas y la depredación (Wissinger, 1999; Batzer y Ruhí, 2013; Rico-Sánchez *et al.*, 2014). En este sentido, se ha enfatizado que la composición específica y abundancia depende de la cantidad de materia orgánica presente, la que se relaciona directamente con la productividad del sistema (Brinkhurst, 1974; Valdovinos y Figueroa, 2000). El cambio en las características del sustrato por la sedimentación de la materia orgánica y la disminución de oxígeno disuelto comienza a ser evidente a medida que el enriquecimiento orgánico es mayor, reduciendo las comunidades características de aguas limpias y provocando la desaparición de taxa intolerantes, provocando que se modifique la estructura de dominancia de la comunidad (Johnson *et al.*, 1993; Rosenberg y Resh, 1993).

En la zona centro norte de Chile, se han identificado un total de 42 taxa correspondientes a 29 familias, siendo los grupos más abundantes insectos, crustáceos y moluscos, y en menor escala nemátodos, planarias, oligoquetos e hirudíneos (Figueroa *et al.*, 2009). En dicho estudio, los insectos fueron el grupo más diverso, con 17 familias y dentro de ellos, los dípteros representaron un total de 8 familias, con 11



taxa, encontrándose una baja correlación de la riqueza de especies con las variables físicas – químicas de temperatura y pH, y una buena correlación con la conductividad, con taxa comunes que han sido identificados como propios en sistemas de humedales, lo cual permite el desarrollo de abundantes poblaciones de grupos tolerantes a las variaciones de salinidad (i.e. anfípodos).

Un amplio estudio realizado recientemente por Coccia *et al.* (2022), utilizando enfoques basados en el tamaño y la taxonomía en 18 humedales costeros en la región mediterránea de Chile central, incluyendo el Humedal de Mantagua, determinaron que tanto los invertebrados acuáticos y terrestres (**Tabla 1** y **Tabla 2**), respondieron de manera diferente a iguales perturbaciones, y que en muchos casos los efectos dependían de la variabilidad ambiental de los sitios estudiados, donde los efectos aditivos fueron importantes para los invertebrados terrestres y no así para los acuáticos.

En el trabajo de Coccia *et al.*, (2022), se recolectaron en total 83.573 invertebrados (25.396 acuáticos y 58.177 terrestres) en los 18 humedales, pertenecientes a 42 taxones acuáticos (en su mayoría identificados por familia) y 192 taxones terrestres, donde las comunidades acuáticas estaban dominadas por insectos, especialmente Chironomidae (Diptera) y Corixidae (Hemiptera), mientras que las comunidades terrestres estaban dominadas por crustáceos isópodos.

La pendiente de los espectros de tamaño (para invertebrados acuáticos) disminuyó con el aumento de la latitud, lo que refleja una disminución en la abundancia relativa de taxones más grandes, mientras que la diversidad taxonómica y la diversidad de tamaño de los invertebrados terrestres aumentó significativamente al incrementarse la latitud, lo cual podría ser el resultado de cambios históricos en algunos procesos, así como diferencias de las precipitaciones y productividad dependiendo de cada humedal (Moreno *et al.* 2021). De hecho, dado que la diversidad (taxonómica o funcional) puede promover la estabilidad de los ecosistemas, los humedales costeros pueden diferir entre latitudes (ya sea por sus características naturales o debido a factores de estrés externos) o incluso a través del tiempo, ya sea en su resistencia y/o resiliencia a una perturbación o después de ella.

**Tabla 1.** Lista de familias acuáticas colectadas en 18 humedales de la zona centro norte de Chile por Coccia *et al.* (2022).

Clase	Orden	Familia	Clase	Orden	Familia
Nematoda		Nematoda	Insecta	Diptera	Chironomidae
Oligochaeta		Oligochaeta			Ephydriidae
Polichaeta		Capitellidae			Ceratopogonidae
		Nereididae			Dolichopodidae
		Spionidae			Muscidae
		Apistobranchidae			Culicidae
Hydracarina		Hydracarina spp.			Limoniidae
Gastropoda	Basommatophora	Physidae			Stratiomyidae
	Littorinimorpha	Littorinidae			Diptera undet
Malacostraca	Amphipoda	Hyaellidae			
		Ischyroceridae			
		Talitridae			
Insecta	Odonata	Coenagrionidae			
		Aeshnidae			
		Libellulidae			
	Hemiptera	Corixidae			
		Notonectidae			
		Belostomatidae			
		Gerridae			
	Coleoptera	Dytiscidae			
		Hydrophilidae			
		Hydraenidae			
		Staphylinidae			
		Heteroceridae			
		Curculionidae			

**Tabla 2.** Lista de familias terrestres colectadas en 18 humedales de la zona centro norte de Chile por Coccia *et al.* (2022).

Clase	Orden	Familia	Clase	Orden	Familia
Malacostraca	Amphipoda	Talitridae	Insecta	Coleoptera	Staphylinidae
		Hyaellidae			Tenebrionidae
	Isopoda	Detonidae			Trogossitidae
		Philoscidae	Arachnida	Araneae	Agelenidae
		Porcellionidae			Amauboriidae
		Tylidae			Anyphaenidae
		Platyartridae			Araneidae
		Armadilidiidae			Desidae/Dictynidae
Insecta	Coleoptera	Anthicidae			Dictynidae
		Byphillidae			Dysderidae
		Cantharidae			Gnaphosidae
		Carabidae			Linyphiidae
		Ceratocanthidae			Lycosidae
		Chrysomelidae			Oecobidae
		Cleridae			Orsolobiidae
		Coccinellidae			Philodromiidae
		Cononotidae			Pholcidae
		Corylophidae			Salticidae
		Cryptophagidae			Scytodidae
		Curculionidae			Tetragnathidae
		Dytiscidae			Theridiidae
		Elateridae			Thomisidae
		Erotylidae			Trachelidae
		Heteroceridae			Zodariidae
		Histeridae			
		Hydraenidae			
		Lathriidae			
		Leodidae			
		Limnichidae			
		Melyridae			
		Nitidulidae			
		Ptiliidae			
		Ptinidae			
		Scarabaeidae			



En el estudio de Tapia (2018) se analizó la composición de macroinvertebrados en el humedal de Mantagua y utilizó el índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) para evaluar el estado de perturbación de este. El índice en sí consiste en un método simple, en el que se trabaja a nivel de familia, utilizando un rango de puntaje de 1 a 10 según la tolerancia a la contaminación orgánica (Alba-Tercedor *et al.* 2002). En este estudio se identificaron 7 familias, de las cuales 5 fueron insectos, 1 molusca y 1 oligoquetos (Tabla 3), señalando que, a nivel estacional, hay un incremento en la riqueza y abundancia de individuos durante las estaciones secas, ya que las especies aprovecharían los aumentos de humedad para reproducirse. El grupo más abundante, independiente de la estación, fue la familia Corixidae, que se presenta con un mayor número de individuos con respecto a las otras familias, siendo un indicador de ambientes levemente eutrofizados, aunque suele ser un poco tolerante a la contaminación química. La familia Lymnaeidae aumenta en la estación húmeda, la cual es más tolerante a la contaminación química, y suele presentarse en suelos salobres, por lo que representa un indicador de ambientes de litoral (Da la Lanza *et al.*, 2000).

De esta manera, los resultados obtenidos en el estudio de Tapia (2018) sugirieron niveles moderados de contaminación, independiente de la estacionalidad, aunque al analizar la información de las familias de macroinvertebrados, se pudo determinar que, a mayor conductividad eléctrica del cuerpo de agua, lo cual se asocia a la intrusión de agua marina, menor es la presencia de macroinvertebrados en el humedal.

Hasta la fecha no se ha estudiado la situación de estos grupos de forma particular y considerando los diferentes tipos de hábitats dentro del humedal de Mantagua, por lo que no es posible inferir si los patrones aquí observados podrían presentar o no diferencias al presentarse cambios drásticos en las condiciones ambientales. Sin embargo, cabe señalar que, en base a estos estudios, la conductividad parece ser el factor clave que modula las características a nivel comunitario dentro de este grupo.

**Tabla 3.** Lista de familias colectadas en el humedal de Mantagua por Tapia (2018).

Orden	Familia	Invierno (Individuos)	Primavera (Individuos)
Coleóptera	Hydrophilidae	5	1
	Corixidae	6	9
Díptera	Chironomidae	0	1
Hemíptera	Notonectidae	5	6
Odonata	Libellulidae	0	1
Basommatophora	Lymnaeidae	3	9
Clitellata	Tubificidae	0	3

### 1.3 Ictiofauna

A nivel mundial, los cuerpos de aguas continentales representan uno de los hábitats más diversos y densos en especies de la Tierra, con casi 18.000 especies de peces (> 50 % de todas las especies de peces), en un área de apenas < 0,5 % de la superficie total (Van der Sleen y Albert, 2022). Estas especies, presentan una alta variedad de adaptaciones funcionales, las cuales se vinculan directamente con el volumen total del cuerpo de agua y la heterogeneidad de los hábitats. Es por este motivo, que muchas veces la biodiversidad de peces se utiliza como indicador de la riqueza del sistema biológico (Alam *et al.*, 2013; Roy *et al.*, 2022). Por ello, los cambios en la composición de las poblaciones de peces pueden ser indicador de variaciones en el pH, salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, niveles de contaminación, etc. (Moliner y Camacho, 2002).

En un contexto global, los ecosistemas de agua dulce y su biodiversidad se encuentran cada vez más amenazados por las actividades antrópicas, incluyendo la alteración del hábitat, la contaminación del agua, la sobrepesca, la introducción de especies exóticas, las desviaciones de los ríos, la fragmentación y la regulación de los caudales, la expansión de los paisajes agrícolas y urbanos, el aumento del nivel del mar y la alteración de los regímenes de precipitación (Cadotte *et al.*, 2011; Pelicice *et al.*, 2017; Dudgeon, 2019; James, 2020).



Todos estos factores generan que la ictiofauna de agua dulce se enfrente actualmente a una crisis de conservación (Pelicice *et al.*, 2017; Dudgeon, 2019; Reid *et al.*, 2019; Magalhães *et al.*, 2021; Van der Sleen y Albert, 2022), estimándose que más de un tercio de las especies se encuentran al borde de la extinción (Ruiz y Marchant, 2004; Hughes, 2021).

En la región Neotropical, se ha descrito que habitan más del 75% de la diversidad funcional de peces de agua dulce, por lo que diversos autores han sugerido que debe ser prioridad al momento de generar programas que fomenten la conservación global de especies (Toussaint *et al.*, 2016; Vitule *et al.*, 2019; Rojas *et al.*, 2021).

A nivel nacional, la fauna de peces de agua dulce se caracteriza por presentar una baja riqueza de especies (Vila *et al.*, 1999; Habit *et al.*, 2006), pero un alto grado de endemismo (Rojas *et al.*, 2021), debido a tres causas centrales: 1) La respuesta al particular relieve del territorio y su aislamiento (Ruiz y Berra, 1994; Habit *et al.*, 2006), 2) debido a las modificaciones y contaminación generadas por las diversas actividades humanas (Ruiz y Berra, 1994, Campos *et al.*, 1998; Habit, 2003; Habit *et al.* 2006, 2007); y 3) la introducción de peces de otras áreas geográficas (Dazarola, 1972; Zunino *et al.*, 2009; Rojas *et al.*, 2020, 2021).

En este sentido, se ha mencionado que existe una alta variación en el número total de especies reportadas (Zunino *et al.*, 2009). Por ejemplo, Arratia (1981) reporta la presencia de 52 especies, entre nativas y exóticas, mientras que Campos *et al.* (1998) reduce esta lista a 46 especies nativas. Vila *et al.* (1999), fija el número de especies presentes en ecosistemas de agua dulce en 66 especies, de las cuales 44 especies serían nativas y endémicas (CONAMA, 2008). Moeller (2008) señala la presencia de 43 especies pertenecientes a las familias Characidae, Diplomystidae, Trichomycteridae, Galaxiidae, Aplochitonidae, Cyprinodontidae, Atherinopsidae, Percichthyidae y Perciliidae, mientras que Habit *et al.* (2007) señala que al menos 22 especies han sido introducidas en el último siglo.

Por otra parte, el estado de conservación del 90% de las especies nativas de peces dulceacuícolas de Chile se encuentra bajo algún grado de amenaza, causado por múltiples factores de estrés, particularmente la introducción de especies exóticas, cambios en el uso del suelo en las cuencas de los ríos, extracción de agua, encauzamiento de sistemas fluviales y construcción de centrales hidroeléctricas (Vila y Habit, 2015; Boccaletti, 2021). Los efectos de estos cambios pueden ser variados, aunque recientemente se ha mencionado una disminución en los componentes de diversidad funcional de riqueza de especies al 59%,





provocada por la extinción de especies y la pérdida resultante de rasgos funcionales únicos (Rojas *et al.*, 2021).

A pesar de que los estudios sobre la fauna de peces continentales chilenos han tenido un fuerte incremento, aquellos relacionados con las desembocaduras y esteros de la región de Valparaíso son escasos. De hecho, estudios de la riqueza y composición de la ictiofauna en los humedales de la región de Valparaíso se cuentan con los aportes de Eigenmann (1924), Moreno y Revuelta (1968), Duarte *et al.* (1971), Campos *et al.* (1998), Zunino *et al.* (2009), entre otros, aunque solamente Dazarola (1972) realiza una exploración a dos estaciones en el estero Mantagua.

En este trabajo, se identifica la presencia de dos especies, el pejerrey de mar *Odontesthes (Austromenidia) regia* hasta la altura de la localidad de Mantagua; y la lisa *Mugil cephalus*, en la estación ubicada en la zona del estuario de la laguna grande.

En el 2010, un estudio realizado por la consultora Macroforest, señala la presencia, en el estuario como en los meandros superiores, de la pochá (*Cheirodon interruptus*), el puye (*Galaxias maculatus*), la lisa (*Mugil cephalus*), el pejerrey chileno de escamas chicas (*Basilichthys microlepidotus*) y la gambusia (*Gambusia holbrooki*). Bustos y Valencia (2006) señalan la presencia de *C. interruptus*, *B. microlepidotus*, de la carpa *Cyprinus carpio*, de la gambusia común *Gambusia affinis* y de la gambusia manchada (*Cnesteredon decemmaculatus*).

Iturriaga y de la Harpe (2012) reportan la presencia de dos especies de pochá, *Cheirodon galusdae* y *Cheirodon pisciculus*; el puye *G. maculatus*, la lisa *M. cephalus*, el pejerrey chileno de escamas chicas *B. microlepidotus*, el cauque del norte *Odonthesthes brevianalis*, la carpa *C. carpio*, la gambusia *holbrooki*, y agrega el bagre chico (bagrecito) *Trichomycterus areolatus*. Henríquez (2013) por su parte, reporta la presencia de la pochá *Cheirodon pisciculus*, el puye *G., maculatus*, la lisa (*M. cephalus*) y *O. regia* (pejerrey de mar). Barraza (2014) solo identifica la presencia de tres especies, *O. brevianalis* (cauque del norte) y *M. cephalus* (lisa) en las estaciones cercanas a la Posada del Parque y *Gambusia holbrooki* a la altura de la zona superior del estuario.

En una revisión bibliográfica que abarcó los estudios del 2010, 2012 y 2013 Negrete *et al.* (2015) mencionan la presencia de 13 especies, mientras que la revisión realizada por el Proyecto GEF Humedales Costeros (2020), determinó que la fauna íctica potencial y descrita para el humedal de Mantagua la componían nueve especies, dos introducidas y siete nativas. En un informe realizado por Contreras-López



*et al.* (2021) se menciona la presencia de 10 especies, incluyendo el pez chanchito (*Australoheros facetus*), una especie que se alimenta de peces de menor tamaño y que por su potencial colonizador, suele constituir una amenaza grave para las especies autóctonas, los hábitats o los ecosistemas (Avilés *et al.*, 2018). Recientemente Ibáñez y Sepúlveda (2022), señalan la presencia de 11 especies, todas previamente citadas en los estudios anteriores.

En base a esta información, hemos construido la **Tabla 4**, que incluye los estudios realizados entre 1972 y 2022, de la cual podemos señalar que se han descrito 12 especies en total habitando el humedal de Mantagua a lo largo del tiempo.

Finalmente, en la **Tabla 5** se presenta el estado de conservación de las especies potencialmente presentes en el humedal, en base al listado actualizado a mayo 2022 y que incluye hasta el 17mo proceso de clasificación de especies del Ministerio del Medio Ambiente. En ella se puede apreciar que 6 especies han sido clasificadas como vulnerable y dos en preocupación menor.

**Tabla 4.** Ictiofauna potencialmente presente en el área de estudio según referencias bibliográficas.

Nombre Científico	Nombre Común	1972	2006	2010	2012	2013	2014	2022	Estado de Conservación
<b>ORDEN CHARACIFORMES: FAMILIA CHARACIDAE</b>									
<i>Cheirodon interruptus</i>	Pocha		X	X					NC
<i>Cheirodon galusdae</i>	Pocha				X				NC
<i>Cheirodon pisciculus</i>	Pocha				X	X		X	VU
<b>ORDEN OSMERIFORMES: FAMILIA GALAXIIDAE</b>									
<i>Galaxias maculatus</i>	Puye			X	X	X		X	VU
<b>ORDEN MUGILIFORMES: FAMILIA MUGILIDAE</b>									
<i>Mugil cephalus</i>	Lisa	X		X	X	X	X	X	LC
<b>ORDEN ATHERINIFORMES: FAMILIA ATHERINOPSIDAE</b>									
<i>Odontesthes brevianalis</i>	Cauque del Norte				X		X	X	VU
<i>Odontesthes regia</i>	Pejerrey de mar	X				X			LC
<i>Basilichthys australis</i>	Pejerrey chileno							X	VU
<i>Basilichthys microlepidotus</i>	Pejerrey de escamas chicas		X	X	X			X	VU
<b>ORDEN SILURIFORMES: FAMILIA TRICHOMYCTERIDAE</b>									
<i>Trichomycterus areolatus</i>	Bagre chico (bagrecito)				X				VU
<b>ORDEN CYPRINIFORMES: FAMILIA CYPRINIIDAE</b>									
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa		X		X			X	Introducida
<b>ORDEN CYPRINODONTIFORMES: FAMILIA POECILIIDAE</b>									
<i>Gambusia affinis</i>	Gambusia común		X						Introducida
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	Gambusia manchada			X				X	Introducida
<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusia		X		X	X	X	X	Introducida
<b>ORDEN PERCIFORMES: FAMILIA CICHLIDAE</b>									
<i>Australoheros facetus</i>	Chanchito							X	Introducida

Fuente: Dazarola (1972); Macroforest (2010); Bustos y Valencia (2006); Iturriaga y Harpe (2012); Hernández (2013); Barraza (2014); Ibañez y Sepulveda (2022); Estado de conservación según el 17° proceso. Nc= No Conocido; VU= Vulnerable; Lc=Preocupacion Menor.

**Tabla 5.** Ictiofauna nativa identificadas por trabajos previos en la zona del humedal de Mantagua y su respectiva categoría de conservación según el listado actualizado a mayo 2022 y que incluye hasta el 17mo proceso de clasificación de especies del Ministerio del Medio Ambiente (MMA).

Clase	Familia	Especie	Estado de conservación
Actinopterygii	Atherinopsidae	<i>Odontesthes brevianalis</i>	Vulnerable
Actinopterygii	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Preocupación menor
Actinopterygii	Atherinopsidae	<i>Basilichthys australis</i>	Vulnerable
Actinopterygii	Atherinopsidae	<i>Basilichthys microlepidotus</i>	Vulnerable
Actinopterygii	Atherinopsidae	<i>Odontesthes regia</i>	Preocupación menor
Actinopterygii	Characidae	<i>Cheirodon pisciculus</i>	Vulnerable
Actinopterygii	Characidae	<i>Cheirodon galusdae</i>	Vulnerable
Actinopterygii	Galaxiidae	<i>Galaxias maculatus</i>	Vulnerable

Fuente: RCE MMA.



## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo general

Realizar la caracterización de las biocenosis del humedal de Mantagua, particularmente de las comunidades de macroinvertebrados y de peces que habitan en el estero Mantagua y la laguna costera adyacente, y realizar dos talleres de capacitación teórico-prácticos dirigidos a la ciudadanía, enfatizando en las técnicas de recolección de muestras e identificación de macroinvertebrados y su uso como bioindicadores de la condición ecológica del humedal.

### 2.2 Objetivos específicos.

- 1) Caracterizar las comunidades de macroinvertebrados presentes en el Humedal de Mantagua mediante la realización de monitoreos en las estaciones de invierno y primavera del año 2023.
- 2) Caracterizar las comunidades de peces presentes en el Humedal de Mantagua mediante la realización de monitoreos en las estaciones de invierno y primavera del año 2023.
- 3) Capacitar a la ciudadanía sobre el monitoreo e identificación de macroinvertebrados mediante la realización de dos talleres teórico-prácticos.

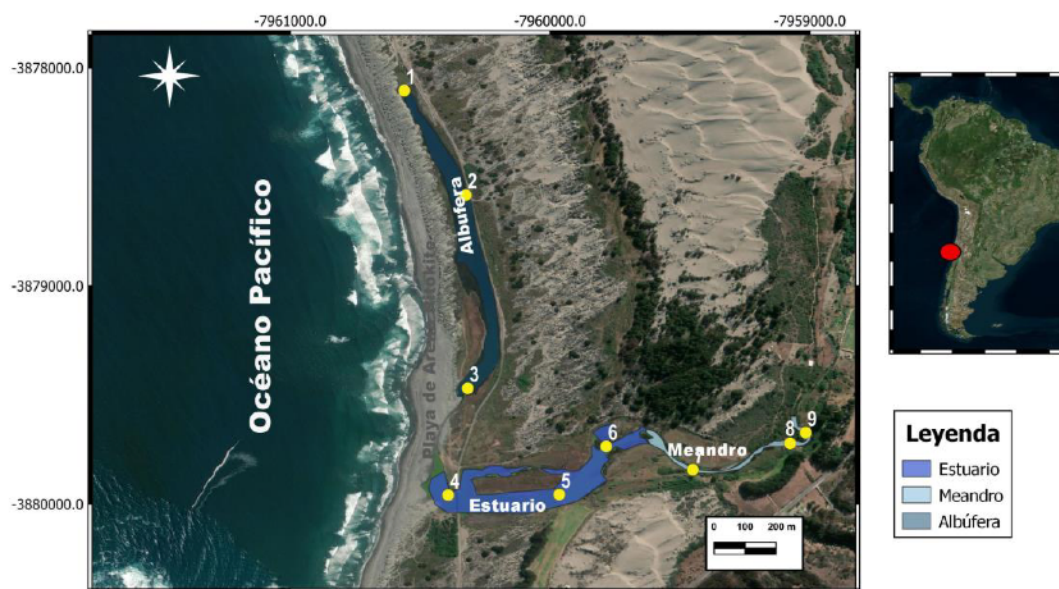
### 3 METODOLOGÍA

#### 3.1 Generalidades

El levantamiento de información sobre el humedal de Mantagua se realizó mediante campañas de terreno realizadas en abril 2022, junio - julio, y octubre - noviembre 2022. Cada campaña estuvo a cargo de dos profesionales con formación en ecología, además de un conjunto de asistentes de investigación, con formación en ciencias ambientales.

Para tales efectos, se escogieron 9 estaciones de muestreo, distribuidas en las tres zonas del cuerpo de agua, donde las estaciones 1, 2 y 3 se ubicaron en la zona denominada albufera, 4, 5 y 6 en la zona denominada estuario y 7, 8 y 9 en la zona denominada meandro (

**Figura 3; Tabla 6).**



**Figura 3.** Ubicación de las estaciones de muestreo en el Humedal de Mantagua. Los puntos amarillos indican las estaciones de muestreo, mientras que las áreas de distinto color indican zonas del humedal que tienen diferentes comportamientos en sus características fisicoquímicas. Fuente: Elaboración propia.

**Tabla 6.** Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo (decimales y UTM) y zonas que representan.

Estación	Grados decimales		Grados UTM (19 H)		Zona
	Lat	Long	Lat	Long	
1	-32,870329	-71,510938	265064.98	6360293.18	Albufera
2	-32,873944	-71,508811	265273.58	6359897.01	Albufera
3	-32,880626	-71,508743	265297.57	6359156.11	Albufera
4	-32,88432	-71,50942	265243.97	6358744.93	Estuario
5	-32,884302	-71,505576	265603.62	6358755.48	Estuario
6	-32,882634	-71,503951	265751.29	6358944.08	Estuario
7	-32,883443	-71,500959	266033.39	6358861.00	Meandro
8	-32,882528	-71,497593	266345.96	6358969.94	Meandro
9	-32,882159	-71,497054	266395.43	6359012.06	Meandro

Fuente: Elaboración propia.

### 3.1.1 Campañas de levantamiento de terreno

El levantamiento de información en terreno consistió en la ejecución de una campaña de prospección y cuatro de muestreo, dos para macroinvertebrados y dos para ictiofauna. En la primera de ellas se realizó una visita de reconocimiento al humedal, ejecutada entre los días 17 y 19 de abril de 2022, y cuyos objetivos específicos fueron la identificación de sectores adecuados para los muestreos de macroinvertebrados e ictiofauna. Además, se realizó una prueba de técnicas de muestreos y análisis *in situ* de ictiofauna, la cual consistió en capturar individuos y tomar los tiempos que demoran las técnicas en identificar y fotografiar utilizando una lupa estereoscópica (**Figura 4**), y cuyos resultados se presentan en este documento.

La segunda visita correspondió a la campaña de muestreo para macroinvertebrados, así como características físico / químicas de la columna de agua y de los sedimentos, la cual se realizó entre los días 13 y 14 de junio de 2022, mientras que entre los días 12 y 13 de julio de 2022 se realizó el muestreo de ictiofauna.

La tercera visita correspondió a la campaña de muestreo de primavera para macroinvertebrados, así como características físico / químicas de la columna de agua y de los sedimentos, la cual se realizó entre los días 2 y 3 de noviembre de 2022, mientras que paralelamente entre los días 3 y 4 de noviembre de 2022 se realizó el muestreo de ictiofauna. El resumen de las fechas y los objetivos de estas se presentan en la **Tabla 7**.



**Figura 4.** Imagen de equipamiento para realizar identificación y fotografía *in situ*, para asegurar la sobrevivencia de los individuos capturados. Fuente: Elaboración propia.

**Tabla 7.** Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo (decimales y UTM) y zonas que representan.

N°	Fecha	Objetivo
1	17 y 19 de abril de 2022	Prospección de métodos y lugares determinación de estaciones de muestreo.
2	13 y 14 de junio de 2022	Monitoreo de macroinvertebrados, sedimentos, materia orgánica y características columna de agua, periodo invierno 2022.
3	12 y 13 de julio de 2022	Monitoreo de ictiofauna y características columna de agua, periodo invierno 2022.
4	2 y 3 de noviembre de 2022	Monitoreo de macroinvertebrados, sedimentos, materia orgánica y características columna de agua, periodo primavera 2022.
5	3 y 4 de noviembre de 2022	Monitoreo de ictiofauna y características columna de agua, periodo primavera 2022.

Fuente: Elaboración propia.



### 3.1.2 Caracterización general del hábitat

Para cada estación de muestreo se describieron las condiciones básicas del hábitat acuático. Se registraron los siguientes parámetros abióticos, según observaciones cualitativas realizadas por los profesionales en terreno y mediciones *in situ* utilizando equipos multiparamétrico-digitales según parámetro fisicoquímico, los que se detallan a continuación:

- Temperatura (Celsius, WTW Multi 3320).
- pH del agua (Hanna HI 98129).
- pH del sedimento (WTW multi 3320 con sensor pH electrode Sentix41-3)
- Oxígeno disuelto (mg/l y % de saturación, Hanna HI 98193).
- Conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ , WTW multi 3320 con sensor TetraCon 325).
- Ancho típico (metros).
- Profundidad típica (centímetros).
- Profundidad máxima (centímetros).
- Sustrato (limo, arenas, bolones, etc.) (Bain *et al.* 1985).
- Contaminación del agua aparente (observación directa).
- Contaminación de fondo aparente (observación directa).

Las muestras de agua fueron tomadas por el personal del laboratorio según procedimientos de la Norma Chilena, especificados en el Manual de la Superintendencia de Servicios Sanitarios (**Tabla 8**), mientras que en la **Tabla 9** se presentan los parámetros cualitativos adicionales registrados en terreno.

**Tabla 8.** Normas de terreno para la toma de muestras.

Norma	Título
NCh 411/2. Of.96	Calidad del agua – Muestreo – Parte 2: Guía sobre técnicas de muestreo
NCh 411/3. Of.96	Calidad del agua – Muestreo – Parte 3: Guía sobre la preservación y manejo de las muestras
NCh 411/6. Of.98	Calidad del agua – Muestreo – Parte 6: Guía para el muestreo de ríos y cursos de agua

Fuente: Elaboración propia.

**Tabla 9.** Características cualitativas establecidas en la NCh. 1.333./78 sobre requisitos de Calidad de Agua para Diferentes Usos. para usos Estético y Recreativo.

Características cualitativas	Uso	Requisitos NCh. 1.333
Desechos flotantes, aceites, espuma y otros sólidos	Estético	Ausentes
Materias que sedimenten formando depósitos objetables	Estético	Ausentes
Sólidos flotantes y espumas no naturales	Recreación con contacto directo	Ausentes
Sustancias y/o condiciones que produzcan vida acuática indeseable	Estético	Ausentes
Sustancias que produzcan color, olor, sabor o turbiedad indeseable	Estético y Recreativo	Ausentes
Sustancias tóxicas	Estético	Ausentes

Fuente: Norma Chilena 1333/78. requisitos de Calidad de Agua para Diferentes Usos.



### 3.1.3 Instalación de equipos de registro continuo de temperatura.

Se instalaron dos termógrafos digitales (HOBO U22, Onset) uno en la Estación 7 y el segundo en la Estación 5, con toma de registros cada 30 minutos entre el 10 de julio y el 10 de diciembre 2022 a 1 m de profundidad, con la finalidad de registrar cambios drásticos en las características ambientales (i.e. ingresos de agua marina por rompimiento de la barra de arena). Estos equipos fueron instalados a nivel superficial a aproximadamente 1 m de profundidad alojados en pilares de metal que aseguraron la continuidad de los equipos independiente de las condiciones ambientales imperantes. La frecuencia de recogida de datos de los termógrafos se fijó en 30 min, lo que permite el registro continuo y el almacenamiento de datos durante 2 años. Análisis de series de tiempo se realizaron con la finalidad de detectar patrones locales de las variables ambientales analizadas. Una serie de tiempo ( $\{Y_t\}_{t=1}^N$ ) es una colección de observaciones indexadas por el tiempo  $t$ . El análisis se realizó en una escala temporal mensual, calculando el promedio mensual de los registros obtenidos en cada zona de estudio, cuyo análisis fue de carácter descriptivo.

### 3.1.4 Caracterización del Medio Biótico del Ecosistema Acuático.

#### 3.1.4.1 Macroinvertebrados bentónicos

Los macroinvertebrados bentónicos fueron muestreados mediante un saca-testigo (corer) de 10 cm de diámetro interno y los primeros 10 cm de la columna de sedimento. Las muestras fueron cernidas mediante tamices de 500  $\mu\text{m}$  de tamaño de poro y fijadas con alcohol 70% para su posterior análisis en laboratorio. La información obtenida de las abundancias y biomásas se estandarizó por individuos por  $\text{m}^2$  antes del análisis para determinar las medias y las desviaciones estándar.

Las comunidades fueron caracterizadas mediante los índices de riqueza de especies de Margalef ( $S$ ), de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y de dominancia de Simpson ( $D$ ). El primero de estos índices es una medida para estimar la diversidad de una comunidad basada a la distribución numérica de los individuos de las diferentes especies en función del número de individuos existentes en la muestra analizada, utilizando la siguiente formula:

$$I = \frac{(s - 1)}{\ln N}$$

Donde  $I$  es la diversidad específica,  $s$  es el número de especies presentes, y  $N$  es el número total de individuos encontrados (pertenecientes a todas las especies). La notación  $\ln$  denota el logaritmo natural de un número. De esta manera, el mínimo valor que puede adoptar es cero, y ocurre cuando solo existe una especie en la muestra ( $s=1$ , por lo que  $s-1=0$ ). Por debajo de 2 se considera una región de baja biodiversidad, y por encima de 5, una región de alta biodiversidad (Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad Nacional de la Plata, 2018).

El índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) se basa en la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

donde  $S$  número de especies,  $p_i$  es la proporción de individuos de la especie  $i$  respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especie  $i$ ):  $\frac{n_i}{N}$ ,  $n_i$  es el número de individuos de la especie  $i$  y  $N$  es el número de todos los individuos de todas las especies, integrando de esta forma la cantidad de especies presentes en el área de estudio (Riqueza de especies) y la cantidad relativa de individuos de cada especie (Abundancia). De esta manera, valores inferiores a 2 se consideran bajos en diversidad y superiores a 3 son altos en diversidad de especies. De esta forma, el índice contempla la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza de especies), y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (abundancia) (Pla, 2006).

Finalmente, el índice de dominancia de Simpson representa la probabilidad de que dos individuos, dentro de un hábitat, seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie. Este fue calculado a partir de la siguiente fórmula:

$$D = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Donde  $S$  es el número de especies,  $N$  es el total de organismos presentes y  $n$  es el número de ejemplares que por especie. Por lo que cuanto más se acerca el valor de este índice a la unidad, existe una mayor



posibilidad de dominancia de una especie y de una población; y cuanto más se acerque el valor de este índice a cero mayor es la biodiversidad de un hábitat. Este índice tiene la tendencia de ser más pequeño cuando la comunidad es más diversa.  $D$  es interpretado como la probabilidad de un encuentro intraespecífico, esto quiere decir la probabilidad de que si tomas dos individuos al azar de la comunidad ambos sean de la misma especie. Mientras más alta es esta probabilidad menos diversa es la comunidad (Simpson, 1960).

Estos índices comunitarios se analizaron siguiendo las recomendaciones de Magurran (1988). Además, se determinó la rareza, medida como el porcentaje de especies con abundancias inferior al 1%. Por otra parte, se realizaron análisis multivariados utilizando el software estadístico PRIMER v6 (Clarke y Ainsworth, 1993).

Se determinó las diferencias espaciales en la abundancia con un análisis de ordenación de escala multidimensional no métrica (Clarke y Ainsworth, 1993), utilizando el Índice de Bray-Curtis (Ludwing y Reynolds, 1989) como medida de similitud.

Los individuos fueron identificados siguiendo los trabajos de Lopretto y Tell (1995), Lugo-Ortiz y McCafferty (1996, 1999), Elgueta *et al.* (1999), Domínguez *et al.* (2001), Figueroa *et al.* (2003), Jara *et al.* (2006), Jerez y Moroni (2006), Valdovinos (2006), Vera y Camousseight (2006), Bertrand (1954), Merrit *et al.* (2019), Domínguez y Fernández (2009) y Rojas (2006). Esta identificación se realiza al nivel máximo posible considerando phylum, clase, orden y familia.

### 3.1.5 Análisis estadísticos

Para comparar la existencia de diferencias significativas de los parámetros analizados en las distintas estaciones de muestreos, se realizaron Análisis de Varianza (ANDEVA) de los valores promedios por estación. Para testear los supuestos de normalidad y homogeneidad de la varianza, se utilizaron las pruebas estadísticas de Shapiro-Wilks y Bartlett, respectivamente (Sokal y Rohlf, 1995). Cuando no se cumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad de la varianza, se procedió a realizar la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis, la cual analiza la variabilidad de los datos en función de la mediana (Sokal y Rohlf, 1995). En aquellos casos en que se detectó la presencia de diferencias significativas, se realizó la

prueba a posteriori de Tukey, la cual identifica grupos homogéneos, entre las estaciones (Sokal y Rohlf, 1995).

Luego se realizó un análisis de la información a nivel espacial, buscando agrupaciones de las estaciones en función de la riqueza de especies y abundancia por transecto, utilizando un análisis de clasificación ("cluster") y de escalamiento multidimensional (EMD). Ambos análisis evaluaron eventuales similitudes entre zonas, los cuales se basaron en una matriz de similitud calculada mediante el coeficiente de Bray-Curtis, previa transformación de los datos mediante doble raíz cuadrada (Clarke & Ainsworth 1993).

Los resultados de los análisis de EMD se graficaron en dos dimensiones, con el objetivo de visualizar eventuales relaciones entre las estaciones de muestreo. En este tipo de gráfico, las estaciones que mostraron mayor similitud aparecieron menos distanciadas entre sí. La representación adecuada del agrupamiento de esas estaciones puede ser evaluada mediante el denominado "stress". Valores de "stress" menores a 0.1 indican una buena representación del ordenamiento de las estaciones, mientras que valores de "stress" mayores de 0.2 indican una representación pobre (Clarke & Ainsworth 1993).

### 3.1.6 Índices Biótico para definir calidad de agua.

Para determinar la calidad de las aguas a partir del uso de índices bióticos, se utilizó el Índice Biótico de Familias (IBF), con las modificaciones sugeridas para cuerpos de agua del centro y sur de Chile (Figueroa *et al.* 2003, 2007), el cual requiere una aproximación cuantitativa de las familias y asignación de un valor de tolerancia para cada una de ellas (IBF, **Tabla 10**). El resultado se obtiene de la razón:

$$\text{HBI} = \frac{\text{Total (nxa)}}{\text{Total (n)}},$$

donde n= total de individuos de una familia por estación y a = puntaje de tolerancia de cada familia.

El valor obtenido es asociado a una clase de calidad, el cual originalmente consideraba siete clases de calidad las que fueron reducidas a 5, por medio de una ampliación de las clases en igual proporción, con el fin de hacerlo comparable a los otros IB (**Tabla 11**). Para definir el valor de a, se utilizó bibliografía disponible, así como la clasificación internacional obtenida de <http://lakes.chebucto.org/ZOOBENTH/BENTHOS/tolerance.html#family>

**Tabla 10.** Valores de tolerancia para Macroinvertebrados bentónicos dulceacuícolas para cuerpos de agua dulce mediterráneos de Chile.

<b>Plecoptera</b>		<b>Trichoptera</b>		<b>Coleoptera</b>	
Gripopterygiidae	1	Calamoceratidae	3	Elmidae	4
Notonemouridae	0	Glossosomatidae	0	Psephenidae	4
Perlidae	1	Helicopsychidae	3		
Diamphipnoidae	0	Hydropsychidae	4	<b>Diptera</b>	
Eustheniidae	0	Hydroptilidae	4	Athericidae	2
Autoperlidae	1	Leptoceridae	4	Blephariceridae	0
Limnephilidae	2			Ceratopogonidae	6
				Chironomidae	7
<b>Ephemeroptera</b>		Ecnomidae	3	Empididae	6
Baetidae	4	Helicophidae	6	Ephydriidae	6
Caenidae	7	Polycentropodidae	3	Psychodidae	10
Leptophlebiidae	2	Philopotamidae	2	Simuliidae	6
Nesameletidae	7	Hydrobiosidae	0	Syrphidae	10
Oligoneuridae	2	Sericostomatidae	3	Tabanidae	6
Ameletopsidae	2			Tipulidae	3
Oniscigastridae	3	<b>Megaloptera</b>		<b>Amphipoda</b>	
		Corydalidae	0	Hyalellidae	8
<b>Odonata</b>		Sialidae	4		
Aeshnidae	3	<b>Lepidoptera</b>		<b>Isopoda</b>	
Calopterygidae	5	Pyralidae	5	Janiriidae	4
Gomphidae	1				
Lestidae	9	<b>Mollusca</b>		<b>Decapoda</b>	
Libellulidae		Amnicolidae	6	Aegliidae	3
Coenagrionidae	9	Lymnaidae	6	Parastacidae	6
Cordulidae	5	Physidae	8		
Petaluridae	5	Sphaeridae	8	<b>Platyhelminthes</b>	
		Chiliniidae	6	Turbellaria	4
<b>Acari*</b>	4	<b>Hirudinea*</b>	10		
<b>Oligochaeta*</b>	8				

Fuente: Elaborada por Figueroa *et al.* 2007.

**Tabla 11.** Tabla de las cinco clases de calidad para el índice utilizado, su relación con las características ambientales y color para su representación cartográfica.

<b>Clase</b>	<b>ChIBF</b>	<b>Características ambientales</b>	<b>Color</b>
I	0,00 - 3,75	Muy bueno, no perturbado	Azul
II	3,76 - 4,63	Bueno, moderadamente perturbado	Verde
III	4,64 - 6,12	Regular, perturbado	Amarillo
IV	6,13 - 7,25	Malo, muy perturbado	Naranja
V	7,26 - 10,00	Muy malo, fuertemente perturbado	Rojo

Fuente: Modificada de Figueroa *et al.* 2007.

### 3.1.7 Fauna íctica

El muestreo de la fauna íctica se realizó mediante pesca con redes de chinguillos para organismos de menor tamaño. La técnica empleada, que permite la pronta recuperación y restitución de los ejemplares, se aplicó por unidades de tiempo fijas de hasta 30 minutos o estandarizada en barridos representativos de 200 m<sup>2</sup> por cada punto de muestreo, siguiendo las sugerencias planteadas por Kaller *et al.* (2013).

Los ejemplares capturados fueron identificados *in situ* y liberados en el lugar. La identificación se hizo según Moreno y Revuelta (1968), Duarte *et al.* (1971), Arratia (1981), Campos *et al.* (1998), Moeller (2008) e Ibáñez y Sepúlveda (2022). Se elaboró un listado de especies a nivel de orden, familia, género y especie. Para realizar la actividad se solicitó la respectiva pesca de investigación a la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (solicitud E-PINV-2022-382), la cual se encuentra aprobada (**Anexo 1**).

### 3.1.8 Estado de Conservación

Para la definición de los estados de conservación se utilizó la relación señalada en el Memorandum N° 387 (2008) de la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) y el Oficio Ord. N° 112398 (2011) del Ministerio del Medio Ambiente (MMA), donde se establece una jerarquización de los listados de conservación de especies, en 3 niveles principales:

- a) Primer nivel: Decretos Supremos generados en el marco del Reglamento de Clasificación de Especies (RCE) (D.S. N° 75/2005), correspondientes al D.S. N° 151/2006, D.S. N° 50/2008, D.S. N° 51/2008, D.S. N° 23/2009, D.S. N° 33/2011, D.S. N° 41/2011, D.S. N° 42/2011, D.S. N° 19/2012, D.S. N° 13/2013 y D.S. N° 52/2014, los primeros cuatro del MINSEGPRES y los últimos seis del Ministerio del Medio Ambiente. Estos decretos poseen jerarquía jurídica.
- b) Segundo nivel: Las categorías de conservación de peces nativos incluidos en Campos *et al.* (1998) en Boletín N° 47 del Museo Nacional de Historia Natural. Estas propuestas poseen igual rango jerárquico, lo que no genera problema porque no hay superposición de especies entre ellas. Corresponden a propuestas de talleres de especialistas más recientes y específicas que el Libro Rojo de Vertebrados.



- c) Tercer nivel: el Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Chile (Glade, 1988). Es la evaluación más antigua de las listas técnicas, e incluyó un menor número de especialistas sobre los grupos evaluados y la Revisión de la clasificación de especies en categorías de amenaza en Chile de Squeo *et al.* (2010).

### 3.1.9 Actividades de capacitación a la ciudadanía sobre el monitoreo e identificación de macroinvertebrados mediante la realización de dos talleres teórico-prácticos.

Durante el año 2022 se realizaron dos talleres de educación y participación ciudadana, los cuales fueron concordados con GEF, ya sea tanto en sus fechas como en el público objetivo. Estas actividades fueron diseñadas con una componente práctica y otra teórica, cuya finalidad central fue acercar a la gente al conocimiento y comprensión de la importancia de ambos grupos a la mantención de la biodiversidad en humedales costeros a nivel mundial.

El primero de ellos se realizó el jueves 8 de septiembre y se tituló: Taller Ciudadano: Introducción a la identificación de macroinvertebrados bentónicos y peces de humedales costeros. Su público objetivo fue específicamente a los Estudiantes de Educación Superior que están vinculados a carreras relacionadas con el medioambiente. Para esto, se contactó a los distintos centros de estudiantes vinculados al Congreso de Estudiantes de Ciencias Ambientales (CECADES) de la Región de Valparaíso, así como estudiantes de otras agrupaciones, los cuales se inscribieron de forma voluntaria y cuya convocatoria se realizó vía internet, utilizando para esto distintas gráficas y formularios de inscripción. La actividad se organizó para un grupo de 30 personas, y se realizó en las dependencias de la Posada del Parque, en el Humedal de Mantagua (**Anexo 2**).

El segundo taller se realizó el jueves 10 de noviembre y se tituló: Taller de apoyo para la gobernabilidad: Indicadores de la calidad ambiental en humedales costeros". Su público objetivo fue específicamente funcionarios municipales y de organismos con competencias ambientales, vinculados a la gestión y protección de humedales costeros.

La actividad se organizó para un grupo de 30 personas, y se realizó en las dependencias del campus Recreo de la Universidad Viña del Mar (**Anexo 3**).

Adicionalmente, se participó en otras conferencias y charlas organizadas externamente y que dieron cuenta de las actividades de muestreo y resultados del proyecto a la comunidad. La primera de ellas



fue el VIII Festival de Bienvenida de Aves Migratorias, realizada el 18, 19 y 20 de noviembre en la Posada del Parque, en el Humedal de Mantagua, donde se realizó el taller titulado Maravillas Escondidas: Peces y macroinvertebrados del humedal de Mantagua.

La segunda actividad fue el primer encuentro de Biodiversidad y Medio Ambiente de la comuna de Concón, el cual se realizó el sábado 17 de diciembre, donde se dio la charla titulada “Peces en Humedales Costeros de la Región de Valparaíso”.

Todos estos talleres y presentaciones fueron realizadas bajo el marco de relevar la importancia de los componentes ambientales a la comunidad, dando a conocer el estado de avance en relación con el conocimiento, así como la importancia de estos grupos para la mantención de la integridad ecológica de los humedales costeros.

## 4 RESULTADOS.

### 4.1 Caracterización del Medio Biótico del Ecosistema Acuático.

#### 4.1.1 Levantamiento de terreno.

##### 4.1.1.1 Sitios de reconocimiento

La ubicación de las estaciones de reconocimiento se presenta en la **Tabla 12** Tabla 12. Coordenadas geográficas de los sitios de reconocimiento en el humedal de Mantagua.. En términos generales, el hábitat acuático del humedal de Mantagua ha sido definido como un estuario de Barra Cerrada (Contreras-López *et al.*, 2021), el cual está desconectado del mar por un banco de arena que se abre esporádicamente durante episodios sísmicos (tsunamis), fuertes lluvias y ante el aumento e intensidad del oleaje. Por otra parte, se han identificado tres sistemas hídricos que conforman el humedal de Mantagua: el meandro<sup>1</sup> o tramo final del estero de Mantagua y su confluencia con el estero Quintero, el estuario que se forma en la desembocadura y la albufera, la cual es una laguna litoral de agua salobre, separada del océano por la barra de arena (Flores *et al.* 2022 a).

**Tabla 12.** Coordenadas geográficas de los sitios de reconocimiento en el humedal de Mantagua.

Sitio de reconocimiento	Coordenadas decimales		Coordenadas UTM*	
	Latitud	Longitud	Este	Norte
Est 1	-32,870329	-71,510938	265064.98	6360293.18
Est 2	-32,873944	-71,508811	265273.58	6359897.01
Est 3	-32,880626	-71,508743	265297.57	6359156.11
Est 4	-32,88432	-71,50942	265243.97	6358744.93
Est 5	-32,884302	-71,505576	265603.62	6358755.48
Est 6	-32,882634	-71,503951	265751.29	6358944.08
Est 7	-32,883443	-71,500959	266033.39	6358861.00
Est 8	-32,882528	-71,497593	266345.96	6358969.94
Est 9	-32,882159	-71,497054	266395.43	6359012.06

Fuente: Levantamiento de terreno. \* Coordenadas Datum WGS 84 19H.

<sup>1</sup> Curva pronunciada que describe el curso de un río, frecuentemente en tramos finales.

En base a las mediciones realizadas en el mes de abril 2022, las tres zonas descritas presentan profundidades máximas que fluctúan entre 50 cm en la zona del meandro y hasta 150 cm en la albufera y estuario, no existiendo presencia activa de bocatomas ni de intervenciones directas al curso de agua.

En relación con el tipo de fondo, se pudo identificar que estos son de características blandas, conformados por sedimentos de tipo arenoso y fangoso, con presencia de una capa de materia orgánica de origen vegetal sobre estos, la cual difiere en relación con su profundidad, pero no en relación con su estacionalidad. Algunas características básicas de cada uno de los puntos de muestreo se indican en la **Tabla 13**.

**Tabla 13.** Descripción general del tipo de sustrato en las estaciones de muestreo en el humedal de Mantagua – Campaña abril y octubre 2022.

Código	Tipo de cauce	Sustratos
Est-1	Albufera	Fango
Est-2	Albufera	Fango/Arena
Est-3	Albufera	Arena
Est-4	Estuario	Arena
Est-5	Estuario	Arena
Est-6	Estuario	Arena
Est-7	Meandro	Fango/Arena
Est-8	Meandro	Fango/Arena
Est-9	Meandro	Fango/Arena

Fuente: Levantamiento de terreno.

#### 4.1.2 Descripción de las condiciones del hábitat

Una de las características centrales del humedal de Mantagua es la presencia de la barra de arena que impide su conexión directa del estuario con el océano. Esta apertura de la barra solo ocurre en contadas ocasiones en el año e incluso puede eventualmente no ocurrir. Sin embargo, e independiente de este evento, existe una constante entrada de agua marina al humedal cuando las olas de marea alta sobrepasan la barra, de igual forma la acumulación de agua dulce por infiltración o incremento de precipitaciones, generarían un marcado sistema de ciclo anual (Contreras-López *et al.*, 2021).

En base a esto, se han descrito tres secuencias temporales claras dentro del humedal y que cambiarían las características físicas y químicas de la columna de agua, ocurriendo primero la ruptura de la barra de arena a fines de invierno, con lo cual ocurre el vaciamiento de la casi totalidad del cuerpo de agua, conduciendo así, a un nuevo ciclo de renovación durante la primavera y finalmente un periodo de fuerte evaporación, caracterizado por la presencia de la barra de arena, con la reducción del aporte de agua dulce y una mínima área inundada (Contreras-López *et al.*, 2021).

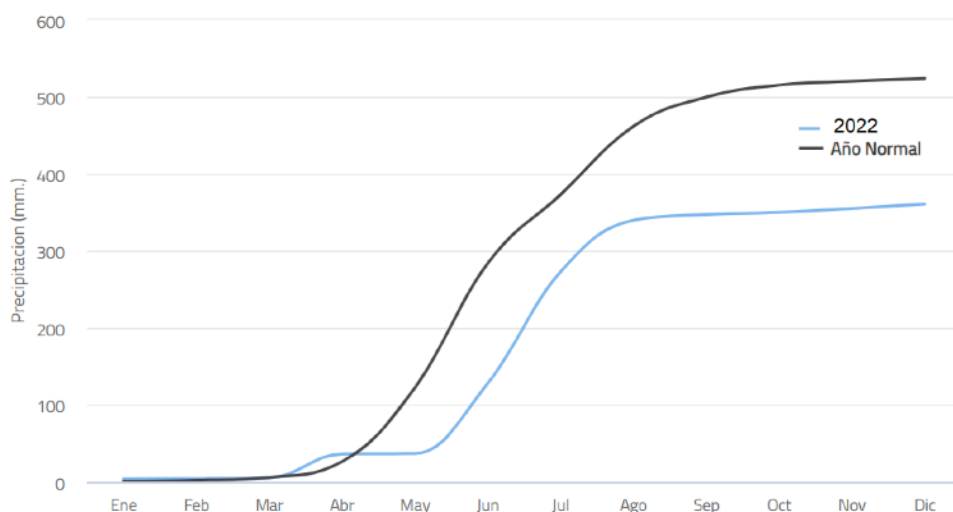
Esta condición, permite identificar tres periodos básicos de muestreo en función del rompimiento de la barra de arena, tal como ha sido descrito por Contreras-López *et al.* (2021).

De acuerdo con observaciones en terreno, entre los meses de abril y diciembre del 2022, no se registró la pérdida de la barra de arena y solo se logró apreciar ingresos esporádicos de agua marina al sistema, debido al incremento del oleaje y la marea (**Figura 5**).



**Figura 5.** Registro de presencia de la barra de arena en la desembocadura del humedal de Mantagua en el mes de junio 2022, la cual mantiene separada el cuerpo de agua de la influencia del océano. Las flechas amarillas indican la zona por la cual ingresa agua de mar a la zona de estudio, en mareas altas o cuando olas de mayor tamaño remontan la barra de arena.

Por otro lado, durante el año 2022, la cantidad de agua caída en el mes de julio fue mayor de los 100 mm, lo que generó una acumulación de agua caída superior a los 300 mm (**Figura 6**). De hecho, hasta agosto se contabilizó 6 eventos de precipitaciones al menos, de aproximadamente 15 - 20 mm, lo cual permitió el llenado de agua dulce de gran parte del área.



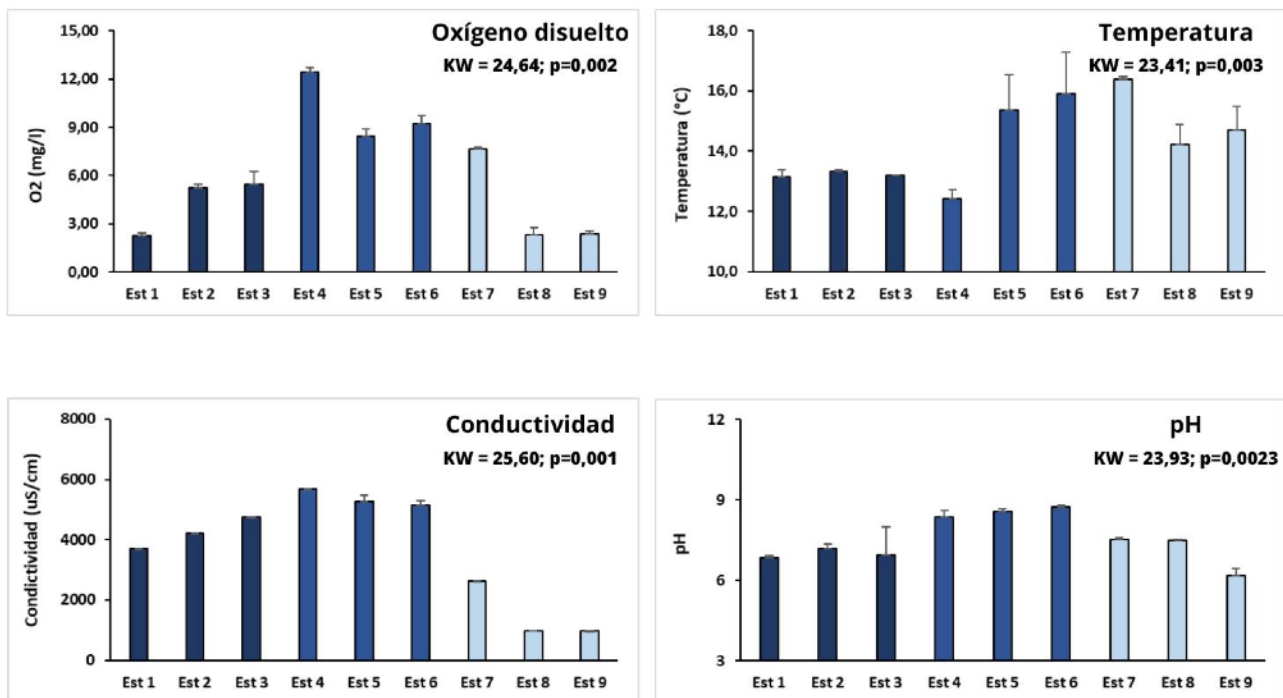
**Figura 6.** Variación mensual de la pluviometría según datos de la estación meteorológica de Rodelillo, en Viña del Mar para un año normal (línea negra) y el año 2022 (línea azul).

Fuente: <https://climatologia.meteochile.gob.cl/application/diario/visorEmaPrecipitacion/330007>

El incremento de los niveles de agua dentro del humedal, independiente de su origen, tiene una fuerte influencia en las características físicas y químicas del agua, por lo cual es esperable encontrar una disminución de la salinidad cuando se incrementan las precipitaciones, lo que implica una fuerte estratificación y un bajo contenido de oxígeno, en especial en aquellas zonas donde la materia orgánica de los sedimentos es mayor.

En la **Figura 7**, se presentan los valores promedio y su respectiva desviación estándar de los parámetros fisicoquímicos registrados durante la campaña de invierno 2022. En el caso del oxígeno disuelto, se registró un valor promedio de 4,32 (+/- 1,8) mg/l en las estaciones de la albufera, mientras que en las estaciones

del estuario el valor promedio fue de 10,0 (+/- 2,11) mg/l y de 4,11 (+/- 3,08) mg/l en la zona del meandro, existiendo diferencias significativas entre las estaciones (KW=24,64; P=0,002). El análisis estadístico de Tukey indica la existencia de 4 grupos homogéneos de estaciones (signos positivos y asteriscos sobre las barras; **Figura 7**), los cuales tienden a agruparse según las tres zonas identificadas en el humedal.



**Figura 7.** Promedio y desviación estándar del oxígeno disuelto (mg/L), temperatura superficial (T°), conductividad (uS/cm) y pH, obtenidos en la campaña de invierno 2022 en el humedal de Mantagua. Las barras de color azul oscuro indican las estaciones de albufera, las de color azul claro estuario y las barras de color celestes del meandro. Valores de KW representan la fuerza de la prueba de Kruskal-Wallis de igualdad de medianas y el valor de P la probabilidad de ocurrencia a intervalo de confianza del 95%. Fuente: Elaboración propia.

En cuanto a la temperatura superficial, durante la campaña de invierno se registró un valor promedio de 13,2 (+/- 0,10) °C en las estaciones de la albufera, mientras que en las estaciones del estuario el valor promedio fue de 14,6 (+/- 1,86) °C. Para la zona del meandro, se registró un valor promedio de 15,1 (+/-

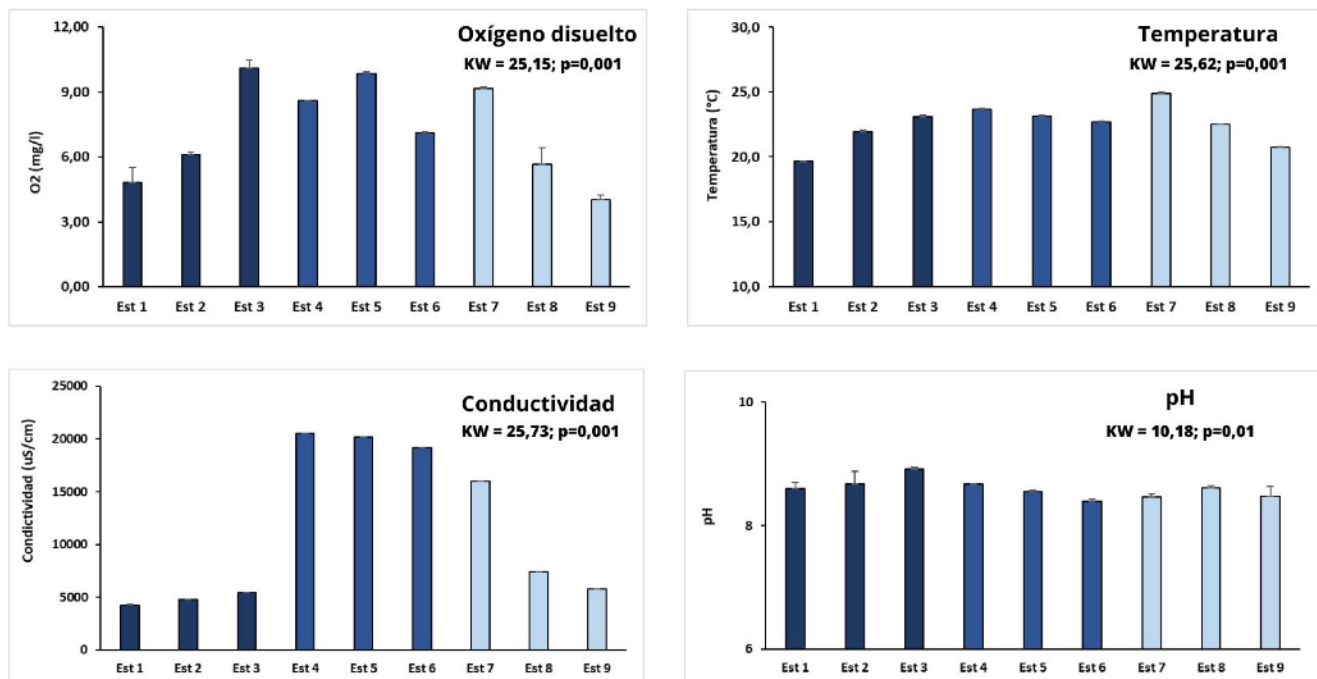
1,12) °C, se observaron diferencias significativas entre las estaciones (KW=23,41; P=0,003). El análisis estadístico *a posteriori* de Tukey indica la presencia de 4 grupos homogéneos (**Figura 7**), los cuales tienden a agruparse según las tres zonas del humedal. Sin embargo, cabe señalar que podría existir un impacto de la temperatura ambiental diaria al momento de realizar el muestreo, ya que las estaciones 1, 2, 3 y 4 fueron muestreadas el día 13 de junio y las estaciones restantes fueron realizadas al siguiente día, el 14 de junio.

En cuanto a la conductividad en invierno (**Figura 7**), los valores promedio de la albufera fueron de 4.219  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (+/-532)  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; 5.354 (+/- 282)  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en el estuario y de 1.533 (+/- 955)  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en la zona del meandro, existiendo diferencias significativas entre las estaciones muestreadas para dicho parámetro (KW=25,60; P=0,001). El análisis estadístico *a posteriori* de Tukey mostró la presencia de 7 grupos independientes, con la agrupación de las estaciones 8 y 9 que pertenecen a la porción del meandro y las estaciones 5 y 6 pertenecientes al estuario. Cabe señalar que tanto la albufera, en especial la estación 3, y el estuario en la estación 4 pudieron estar bajo la influencia de ingreso de agua marina con las olas de más alta marea, a pesar de existir la barra que impide el ingreso de agua marina de forma masiva.

Finalmente, el pH en la albufera, obtuvo valores promedios de 6,99 (+/- 0,17); mientras que en el estuario el valor promedio fue de 8,56 (+/- 0,19) y de 7,06 (+/- 0,76) en el meandro. Se detectaron diferencias significativas entre las estaciones (KW= 23,93; P=0,0023), con 3 grupos homogéneos identificados según el análisis *a posteriori* de Tukey.

En la **Figura 8** se presentan los valores promedio y la respectiva desviación estándar de los parámetros fisicoquímicos registrados para la campaña de primavera 2022. En cuanto al oxígeno disuelto, se registró un valor promedio de 7,00 (+/- 2,8) mg/l en las estaciones de la albufera, mientras que en las estaciones del estuario el valor promedio fue de 8,52 (+/- 1,38) mg/l y de 6,27 (+/- 2,64) mg/l en la zona del meandro, existiendo diferencias significativas entre las estaciones (KW=25,15; P=0,0014). El análisis estadístico de Tukey indica la existencia de 6 grupos homogéneos de estaciones (signos sobre las barras; **Figura 8**), agrupándose estaciones extremas tanto de la albufera y el meandro en grupos similares, tienden a agruparse según las tres zonas identificadas en el humedal, mientras que aquellas ubicadas en el estuario y la parte límite del meandro, presentan mayor variabilidad del parámetro.





**Figura 8.** Promedio y desviación estándar del oxígeno disuelto (mg/L), temperatura superficial (T°), conductividad (ms/cm) y pH, obtenidos en la campaña de primavera 2022 en el humedal de Mantagua. Las barras de color azul oscuro indican las estaciones presentes en la albufera, las de color azul claro corresponden al estuario y las celestes corresponden a la zona del meandro. Valores de KW representan la fuerza de la prueba de Kruskal-Wallis de igualdad de medianas y el valor de P la probabilidad de ocurrencia a un nivel de confianza del 95,0%. Fuente: Elaboración propia.

En cuanto a la temperatura superficial, durante la campaña de primavera se registró un valor promedio de 21,58 (+/- 1,73) °C en las estaciones de la albufera, mientras que en las estaciones del estuario el valor promedio fue de 23,16 (+/- 0,50) °C y de 22,71 (+/- 2,09) °C en la zona del meandro, existiendo diferencias significativas entre las estaciones (KW=25,62; P=0,0012). El análisis estadístico *a posteriori* de Tukey indica la presencia de 7 grupos homogéneos (**Figura 8**), los cuales tienden a agruparse de manera similar que el oxígeno, pero al igual que en invierno puede existir un fuerte impacto de la temperatura ambiental diaria al momento de realizar el muestreo, lo cual depende de la hora a la cual se toma las muestras.

En cuanto a la conductividad en primavera, los valores promedio de la albufera fueron de  $4.800 \mu\text{S}/\text{cm}$  ( $\pm 600$ )  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ;  $20.000$  ( $\pm 680$ )  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en el estuario y de  $9.750$  ( $\pm 5.500$ )  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en el meandro, existiendo diferencias significativas entre las estaciones muestreadas para dicho parámetro ( $KW=25,73$ ;  $P=0,001$ ).

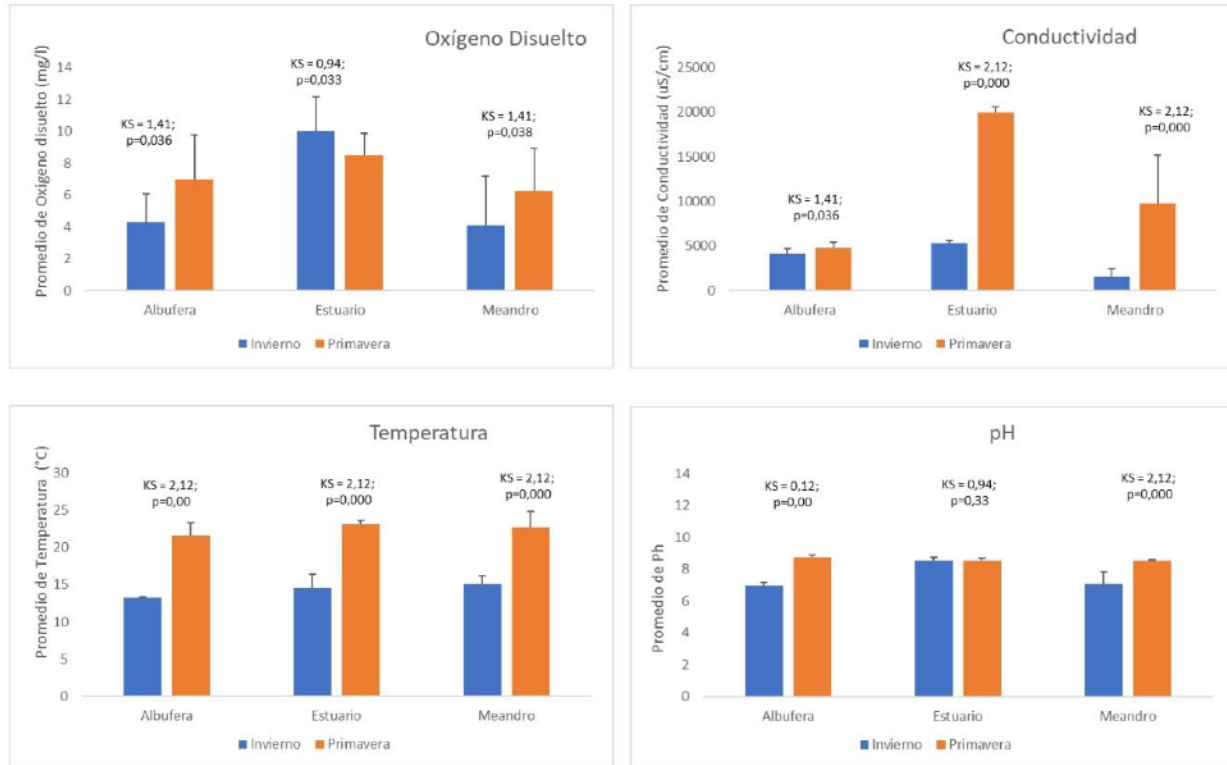
El análisis estadístico a posteriori de Tukey no mostró un agrupamiento en particular, lo que implica que todas las estaciones difieren entre sí. Sin embargo, el patrón de agrupación nuevamente sugiere que algunas estaciones de la albufera, en especial la estación 3, y el estuario, debiesen estar bajo una fuerte influencia de ingreso de agua marina con las olas de más alta marea, a pesar de existir la barra que impide el ingreso de agua marina de forma masiva.

Finalmente, el pH en la albufera, obtuvo valores promedios de  $8,73$  ( $\pm 0,165$ ); mientras que en el estuario el valor promedio fue de  $8,52$  ( $\pm 0,14$ ) y de  $8,51$  ( $\pm 0,08$ ) en el meandro. Se detectaron diferencias significativas entre las estaciones ( $KW= 19,18$ ;  $P=0,0139$ ), con 2 grupos homogéneos identificados según el análisis a posteriori de Tukey, donde la estación 3, 2 y 4 se agrupan entre sí.

Al comparar cada zona de manera estacional (**Figura 9**) podemos observar que existen diferencias significativas en cada una de las zonas, para todos los parámetros analizados, excepto en el pH en la zona del estuario, el cual aparentemente no presenta diferencias relacionadas a la estacionalidad.

En base a esto, podemos señalar que en invierno las zonas tienen una marcada diferenciación entre los parámetros fisicoquímicos, con influencia del ingreso de agua menos fuerte que lo observado en primavera, por lo que la influencia marina abarcaría mayor número de estaciones, lo que se evidenciaría a través del promedio de conductividad observado en ambas campañas.

Otro factor de origen de variabilidad está dado por las temperaturas ambientales (ver **Figura 6**), las cuales influyen en la temperatura de forma similar entre las distintas zonas. Finalmente, en relación con las diferencias del oxígeno, estas pueden estar vinculadas a los procesos de abatimiento dentro de cada zona, los cuales son originados principalmente por el viento. De hecho, es posible que este factor provoque un constante movimiento del agua superficial, oxigenando la columna de agua en el estuario (**Figura 10**).

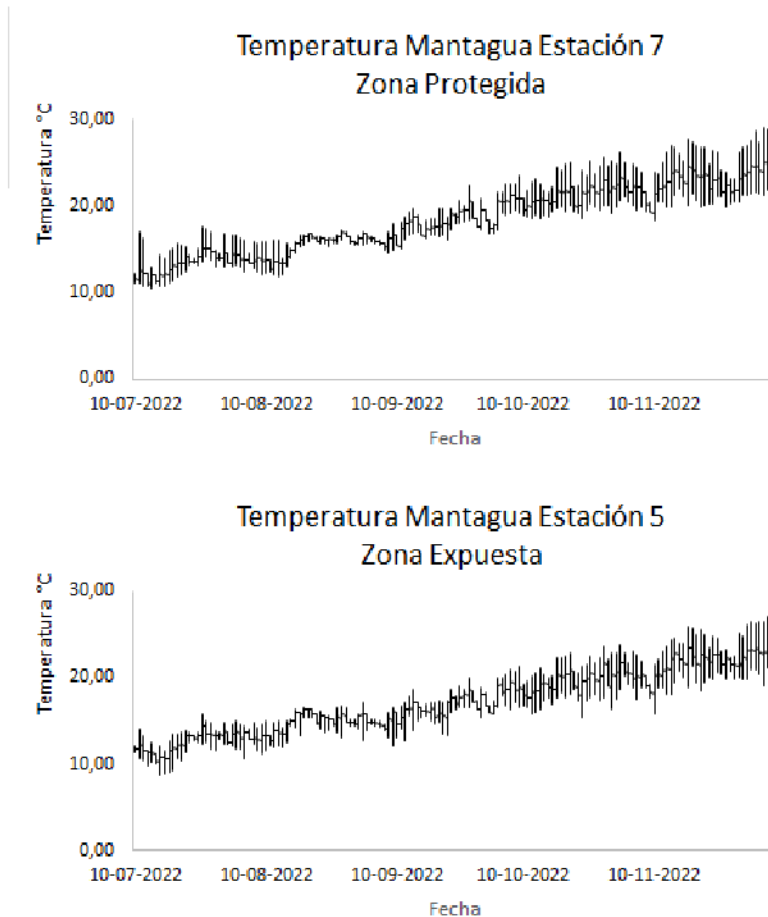


**Figura 9.** Promedio y desviación estándar del oxígeno disuelto (mg/L), temperatura superficial (T°), conductividad (μS/cm) y pH por zonas, obtenidos en la campaña de invierno (barras azules) y primavera (barras naranjas) del 2022 en el humedal de Mantagua. Valores de KS representan la fuerza de la prueba de Kolmogorov Smirnof y el valor de P la probabilidad de ocurrencia a un nivel de confianza del 95,0%. Fuente: Elaboración propia.



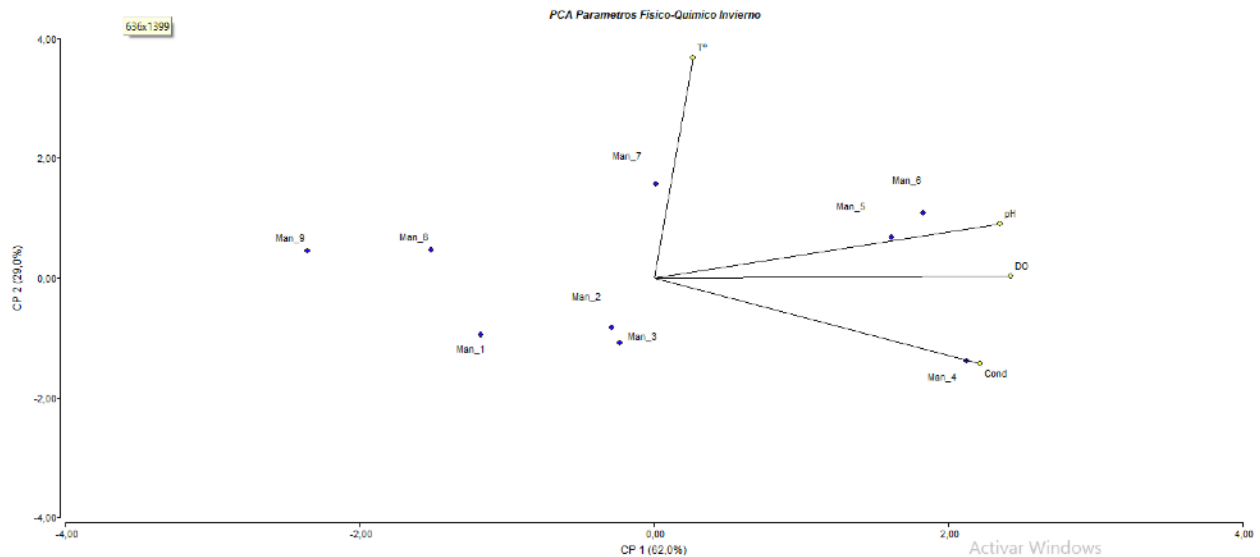
**Figura 10.** Registro de julio 2022 en el estuario del humedal de Mantagua, en la cual se observa la generación de olas originadas por el viento (Flecha celeste) y que permitirían una mayor oxigenación del área (flechas amarillas). Fuente: Elaboración propia.

Con la intención de evaluar la variabilidad diaria en los parámetros, se instalaron dos equipos de registro continuo, cuyos resultados se presentan en la **Figura 11**. En ambos registros se observa el incremento continuo de la temperatura del agua entre julio y diciembre. Sin embargo, al ir en detalle podemos observar que hay diferencias ya que el valor máximo en la zona protegida del viento fue de 29,87 °C y el mínimo fue de 10,52 °C, mientras que en la zona expuesta el registro fue de máximo 26,99 °C y de 8,59 la mínima, lo que refuerza la idea del efecto de la intensidad del viento en el cuerpo de agua.



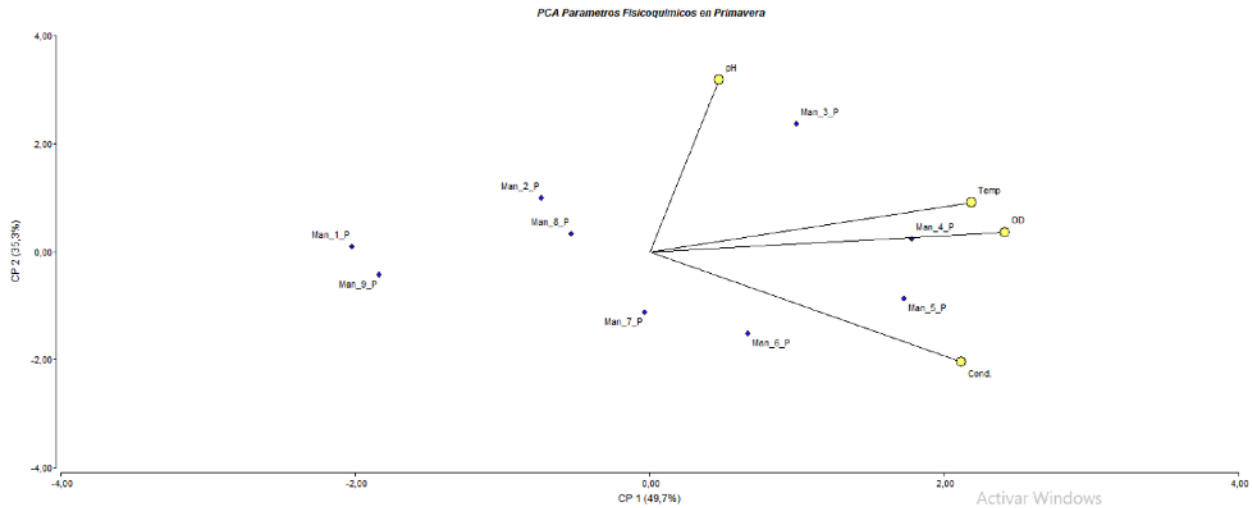
**Figura 11.** Registros de Temperatura del agua cada 30 minutos entre el 10 de julio 2022 y el 10 de diciembre 2022 a 1 m de profundidad en dos estaciones de muestreo, una protegida del viento (Estación 7) y otra expuesta al viento (Estación 5).

En la **Figura 12**, se presenta el análisis de componentes principales de la relación de los parámetros físico-químico y las estaciones del humedal de Mantagua en invierno 2022, en la cual se observa que oxígeno disuelto, conductividad y temperatura, son las variables que más influyen en la distribución de los componentes principal, asociandolos principalmente con las estaciones 4, 5, 6 (zona del Estuario) , explicando el 62% de la varianza en el eje 1, para el caso de la Temperatura, se observa una asociación con estación 7, la que se encuentra en la primera porción de la zona del Meandro.



**Figura 12.** Análisis de componentes principales (PCA) asociados a los parámetros físico químico y las estaciones de las diferentes zonas campaña Invierno, en el humedal de Mantagua.

A diferencia de lo observado en Invierno, el análisis de primavera (**Figura 13**), de componentes principales de los parámetros físico-químico por estaciones de muestreo en el humedal de Matagua, mostró que tanto el oxígeno disuelto, conductividad y temperatura tienen mayor influencia en la distribución de los componentes principales en el eje1, explicando el 49% de la varianza de este, asociándolos a las estaciones 4, 5, y 6 (Zona del estuario) y para el caso de los valores de pH se asoció con la estación 3 la que se encuentra en la primera porción de la zona del Meandro.



**Figura 13.** Análisis de componentes principales (PCA) asociados a los parámetros físico químico y las estaciones, tomadas en primavera 2022 en Mantagua.

#### 4.1.3 Macroinvertebrados bentónicos

Al considerar ambas campañas de muestreos, se registró un total de 35 especies pertenecientes a 21 familias. Para la campaña de invierno, se registró un total de 27 especies correspondiente a 18 familias de macroinvertebrados bentónicos, siendo la clase más representada Insecta, con 6 familias que agrupan a 10 especies, seguida por la clase Ostracoda con 2 familias que agruparon a 4 especies (**Tabla 12**).

Se debe destacar que, en invierno, en el caso de los representantes del orden Díptera, de la clase Insecta, la mayoría de las especies identificadas se encontraban en estados larvales. En la **Figura 14** se observan algunos registros fotográficos de los grupos identificados, mientras que en la **Tabla 14** se detalla la riqueza de macroinvertebrados bentónicos colectados en el área de estudio en la temporada de invierno.

Respecto a la riqueza de especies por estación en el muestreo realizado en invierno, la estación 3 fue la presentó mayor riqueza de especies correspondiente a la albufera, seguida de la estación 7 que se encuentra en la zona del estuario. Para el caso de la abundancia de individuos, la estación que presentó mayores valores fue la estación 3 (albufera), seguida por las estaciones 2 y 5 (Albufera y estuario, respectivamente) (**Figura 15**).



Adicionalmente, se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y de dominancia de Simpson ( $D$ ) para la diversidad de cada estación de muestreo para la campaña de invierno 2022 (**Figura 16**). Para el caso de la diversidad de  $H'$  se observó que sólo la estación 3 (albufera) presento un valor mayor a 1 sugiriendo de esta manera que en dicha estación existe una alta diversidad, mientras que el resto de las estaciones se mantuvieron entre 0,5 y 1 lo que permite dimensionar la relevancia de la diversidad en el área estudiada. En términos numéricos la diversidad más baja se obtuvo en la estación 9 (0,439). Por otro lado, el índice de dominancia de Simpson refuerza lo observado en el índice de diversidad, pues la dominancia es mayor, en aquellas estaciones donde la diversidad es más baja. Es así como la estación 9, se obtiene una mayor dominancia de unas pocas especies, situación que no se observa en el resto de las estaciones.



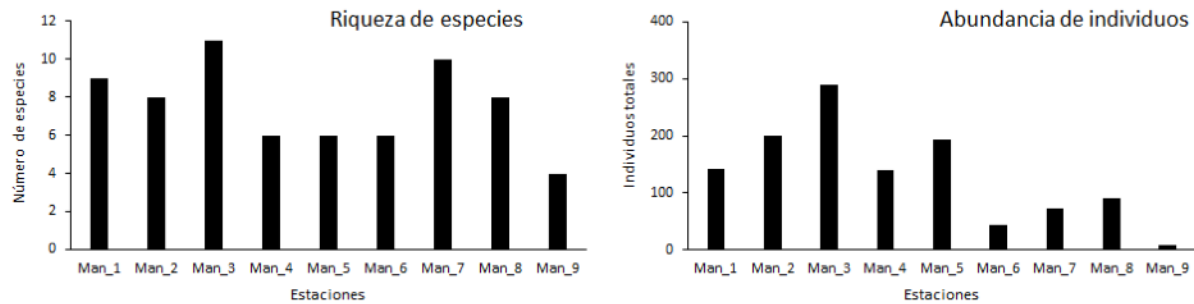


**Figura 14.** Principales grupos identificados en el muestreo de invierno 2022. A) Hemiptera, *Sigara* sp. en estado ninfa; B) Hemiptera, Cicadellidae; *Macrosteles* sp., en estado ninfa; C) Ostracoda, Podocopia, Cyprididae sp1. D), Hygrophila, Physidae, *Physa* sp.; E) Collembola, Poduromorpha, *Hypogastrura manubrialis*; y F) Coleoptera, Curculionidae, *Pentarthum huttoni*. Elaboración propia.

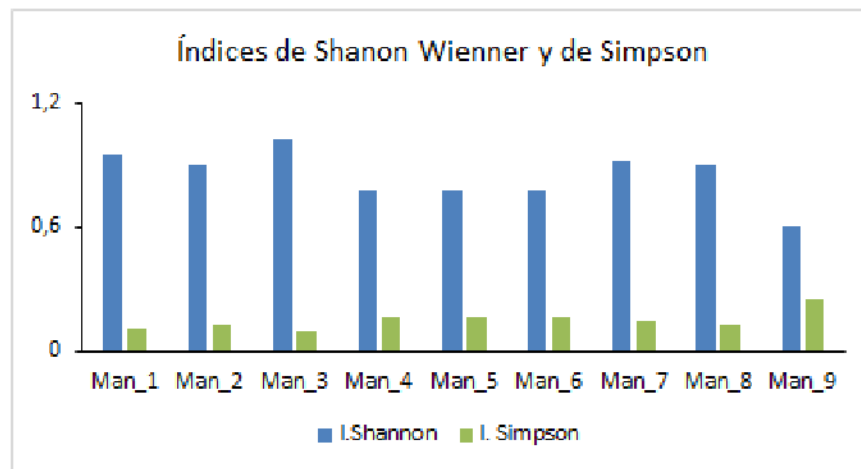
**Tabla 14.** Listado de macroinvertebrados bentónicos registrados en el área de estudio – Campaña invierno de 2022.

Clase	Orden	Familia	Nombre científico
Arachnida	Sarcoptiformes	Hydrozetidae	<i>Hydrozetes sp.</i>
Arachnida	Sarcoptiformes	Limnesiidae	<i>Limnesia sp.</i>
Branchiopoda	Anomopoda	Chydoridae	<i>Chydoridae sp1</i>
Branchiopoda	Anomopoda	Daphniidae	<i>Daphnia sp.</i>
Clitellata	Tubificida	Naididae	<i>Chaetogaster sp.</i>
Clitellata	Tubificida	Naididae	<i>Pristina sp.</i>
Collembola	Poduromorpha	Hypogastruridae	<i>Hypogastrura manubrialis</i>
Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	<i>Cyclopidae sp1</i>
Copepoda	Harpacticoida	S/I	<i>Harpacticoida sp1</i>
Gastropoda	Littorinimorpha	Cochliopidae	<i>Heleobia cumingii</i>
Gastropoda	Hygrophila	Physidae	<i>Physa sp.</i>
Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Alotanypus sp.</i>
Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Chironomidae ind1 (larva)</i>
Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Chironomus sp.</i>
Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Corynoneura sp.</i>
Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Cricotopus sp.</i>
Insecta	Hemiptera	Pseudococcidae	<i>Ferrisia sp.</i>
Insecta	Hymenoptera	Figitidae	<i>Leptopilina sp.</i>
Insecta	Hemiptera	Cicadellidae	<i>Macrosteles sp. (ninfa)</i>
Insecta	Coleoptera	Curculionidae	<i>Pentarthrum huttoni</i>
Insecta	Hemiptera	Corixidae	<i>Sigara sp. (ninfa)</i>
Malacostraca	Amphipoda	Hyaellidae	<i>Hyaellia sp.</i>
Oligochaeta	Tubificida	S/I	<i>Tubificida sp1</i>
Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Cyprididae sp1</i>
Ostracoda	Podocopida	Cytheroidea (Superfamilia)	<i>Cytheroidea sp1</i>
Ostracoda	Podocopida	Cytheroidea (Superfamilia)	<i>Cytheroidea sp2</i>
Ostracoda	Podocopida	Cytheroidea (Superfamilia)	<i>Cytheroidea sp3</i>
Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Herpetocypris sp.</i>

Fuente: Levantamiento de terreno; S/I= Sin Identificar.

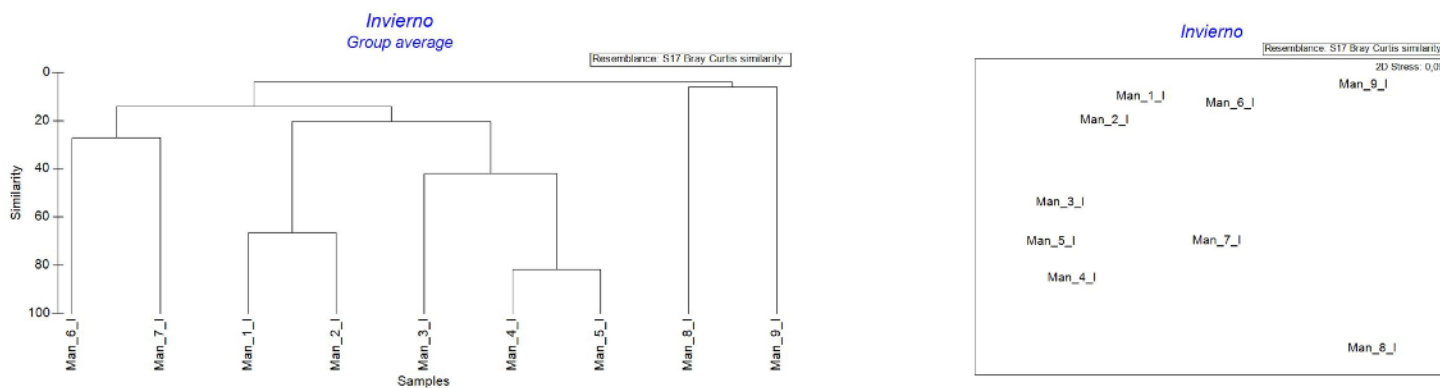


**Figura 15.** Riqueza de especies y abundancia por estación de muestreo en la campaña de invierno 2022.



**Figura 16.** Índice de diversidad de Shannon-Wiener (columnas azules) e índice de dominancia de Simpson (Columnas verde) en las distintas estaciones analizadas en la campaña de invierno 2022.

En la **Figura 17** se presentan los resultados del análisis multivariado para la abundancia de los macroinvertebrados en la campaña de invierno. En esta se observa un patrón de agrupación asociado a la cercanía entre las zonas con entrada de agua salada, donde las estaciones más disimiles son 8 y 9 las cuales pertenecen al meandro, situación que también se aprecia en el MDS.



**Figura 17.** Análisis de cluster y MDS para la abundancia de macroinvertebrados registrados en la campaña de invierno 2022.

Para el caso de la campaña realizada en primavera, se registró un total de 23 especies correspondiente a 14 familias de macroinvertebrados bentónicos, siendo la clase más representada Insecta con 4 familias y 12 especies, seguida de la clase Ostracoda con 1 familia y 4 especies (**Tabla 13**).

A nivel de estaciones, la riqueza de especies fue mayor en la estación 3, en la albufera, situación que también se observó en relación con la abundancia total de individuos (**Figura 18**).

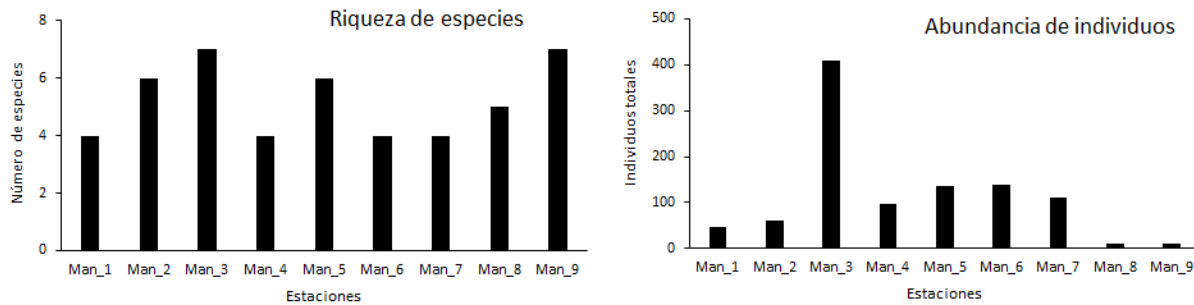
Se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener y el índice de dominancia de Simpson para diversidad de cada estación de muestreo para la campaña de primavera 2022 (**Figura 19**). En esta se observó que, en el caso del índice de diversidad, el mayor valor obtenido fue en la estación 9 con un valor de 0.845 y el resto de las estaciones sus valores oscilaron entre 0.57 y 0.69.

Por otro lado, para el caso del índice de Simpson, se observó que el valor más bajo fue detectado en la estación 9, coincidiendo con el mayor valor para  $H'$ . Además, los valores de este índice para las estaciones restantes oscilaron entre 0.2 y 0.28, lo cual evidencia una relación negativa entre los valores de  $H'$  y de  $D$ , es decir a mayor valor del índice de Simpson menor valor en el índice Shannon, lo que se relaciona a la dominancia de unos pocos individuos en el área.

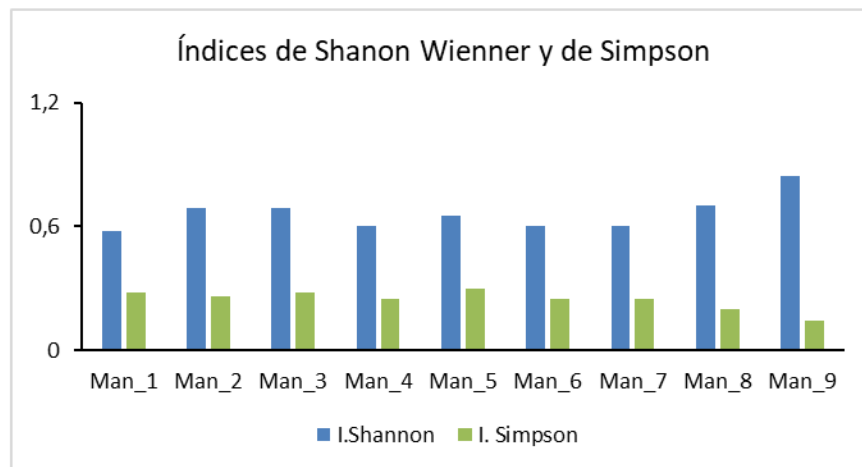
**Tabla 15.** Listado de macroinvertebrados bentónicos registrados en el área de estudio – Campaña primavera de 2022.

Clase	Orden	Familia	Nombre científico
Arachnida	Sarcoptiformes	Limnesiidae	<i>Limnesia</i> sp.
Branchiopoda	Anomopoda	Daphniidae	<i>Daphnia</i> sp.
Clitellata	Tubificida	Naididae	<i>Naididae</i> sp1
Clitellata	Tubificida	Naididae	<i>Pristina</i> sp.
Clitellata	Tubificida	S/I	Tubificida sp1
Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	<i>Cyclopidae</i> sp1
Copepoda	Harpacticoida	S/I	<i>Harpacticoida</i> sp1
Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Alotanypus</i> sp.
Insecta	Diptera	Chironomidae	Chironomidae ind2 (adulto)
Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.
Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Dicrotendipes</i> sp.
Insecta	Diptera	Empididae	<i>Empididae</i> sp1
Insecta	Hymenoptera	Encyrtidae	<i>Ericydnus</i> sp.
Insecta	S/I	S/I	Larva insecta indeterminada
Insecta	Hymenoptera	Braconidae	<i>Lysiphlebus</i> sp.
Insecta	Hemiptera	Cicadellidae	<i>Macrosteles</i> sp. (ninfa)
Insecta	Hymenoptera	Eulophidae	<i>Ophelimus</i> sp.
Insecta	Hemiptera	Corixidae	<i>Sigara</i> sp. (ninfa)
Insecta	Trypanoptera	Thripidae	<i>Thrips</i> sp.
Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	Cyprididae sp1
Ostracoda	Podocopida	Cytheroidea (Superfamilia)	Cytheroidea sp1
Ostracoda	Podocopida	Cytheroidea (Superfamilia)	Cytheroidea sp2
Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Herpetocypris</i> sp.

Fuente: Levantamiento de terreno; S/I= Sin Identificar.

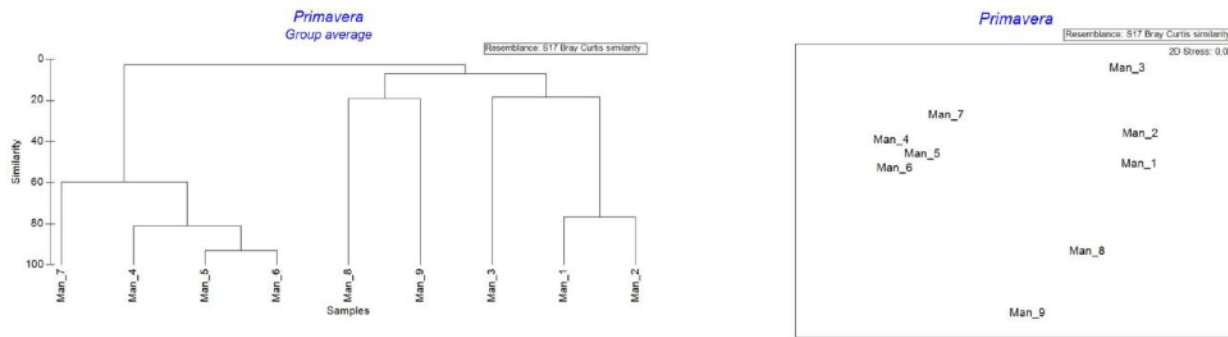


**Figura 18.** Riqueza de especies y abundancia de estaciones por estación de muestreo en la campaña de primavera 2022.



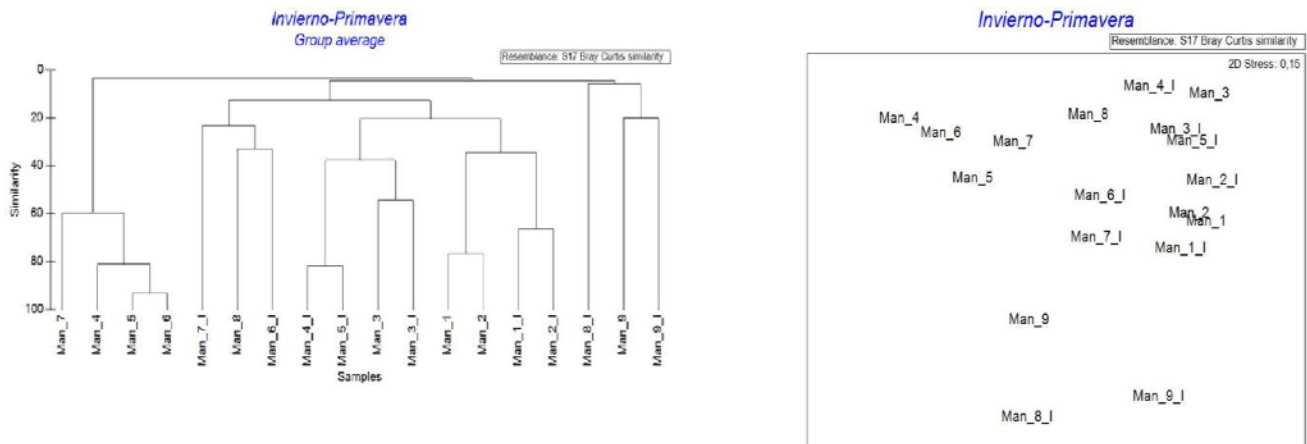
**Figura 19.** Índice de diversidad de Shannon-Wiener (columnas azules) e índice de dominancia de Simpson (Columnas verde) en las distintas estaciones analizadas en la campaña de primavera 2022.

En la **Figura 20**, se presentan los resultados del análisis multivariado para la abundancia de los macroinvertebrados en la campaña de primavera. En esta se observó un patrón claro de agrupación asociado a la cercanía de las zonas con entrada de agua salada, donde las estaciones pertenecientes al estuario forman un grupo, mientras que las de la albufera como la del meandro forman otra agrupación, situación que también se aprecia en el MDS.



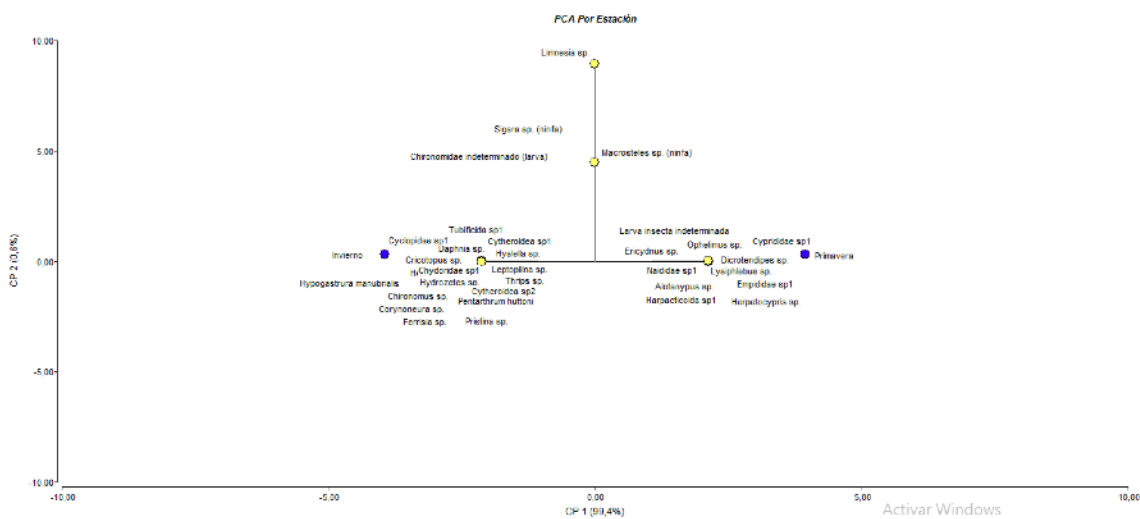
**Figura 20.** Análisis de cluster y MDS para la abundancia de macroinvertebrados registrados en la campaña de primavera 2022.

Respecto a la relación de las abundancia y presencia de las diferentes especies se observa en la **Figura 21** la comparación entre invierno y primavera, tanto para el análisis de similitud (Clúster) como para el análisis MDS. En el análisis se destacan 3 clados bien diferenciados con un muy bajo % de similitud en las abundancias de las diferentes especies encontradas. En el clado medio se puede observar que las estaciones 1 y 2 son similares entre sí tanto en invierno como en primavera, de igual forma la estación 3 en invierno fue similar con la estación 3 en primavera, todas estas pertenecientes a la albufera. En cuanto a las estaciones 4 y 5 tomadas en invierno fueron más similares entre sí y estas presentaron mayor similitud con la estación 3 en invierno y primavera, lo cual nos refleja la influencia marina directa en la zona de desembocadura, tanto de la albufera, como del estuario. Por otro lado, la estación 6 de Invierno y 8 de primaveras presentaron similitud entre ellas y estas con la estación 7 de Invierno lo cual podríamos decir que es una zona de alta variabilidad estacional. El segundo Clado, ubicado a la derecha de la figura, se observa que la Estación 9 es similar en ambas estaciones y que a su vez son similares a la estación 8 de Invierno. Finalmente, se observa un tercer clado, donde se agrupan estaciones tomadas en primavera y que se encuentra más cercanas geográficamente entre ellas. En cuanto al análisis MDS, es congruente con lo observado en el clúster de abundancia en invierno -primavera, en el que se observa espacialmente la relación entre las estaciones 9 de invierno y primavera, con la estación 8 de Invierno, y presentándose una asociación entre aquellas estaciones 4, 5, 6 y 7 de primavera, y ya más agrupadas entre si las estaciones restantes. Se destaca que el valor de stress observado en los 3 MDS son bajos, cercanos a 0, lo cual indica una buena representación de los datos



**Figura 21.** Análisis de cluster y MDS para la abundancia de macroinvertebrados registrados en ambas campañas de muestreo (ie. primavera y verano).

Finalmente, en la **Figura 22**, se observa el análisis de componentes principales en que se relaciona el número de individuos de cada especie registrada y la estación del año arroja que un conjunto de especies se asocia principalmente al invierno y otro conjunto a la primavera.



**Figura 22.** Análisis de componentes principales (PCA) de la relación entre las especies registradas de las muestras con sus valores de abundancia y estación del año en que se obtuvieron.



#### 4.1.4 Índices bióticos

En la **Tabla 16** se presenta el cálculo del Índice biótico ChIBF determinado para Mantagua, tanto en invierno como primavera. LA aplicación del índice determinó que la mayoría de las estaciones quedaran clasificadas como Muy Pobre y Pobre en ambas temporadas. Sin embargo, al comparar las condiciones de invierno y primavera, podemos observar que esta va empeorando, donde de 5 estaciones calificadas como muy mala en invierno, se pasa a 7 en primavera. Esta situación puede estar relacionada a dos factores, el primero al incremento de la conductividad y el segundo, al aumento de temperatura en el ambiente, lo cual reduciría la presencia de especies. Cabe señalar que este índice fue pensado para la aplicación en ambientes dulceacuícolas (ie. ríos y lagos), por lo que los resultados obtenidos explican una condición característica de este tipo de ambientes.

**Tabla 16.** Listado de macroinvertebrados bentónicos registrados en el área de estudio – Campañas Invierno y primavera de 2022.

Estación	Total nXa	Total n	HBI	Calidad del Agua	Características Ambientales
<b>Invierno</b>					
Man 1	1134	143	7.93	Muy Pobre	Muy malo, Fuertemente perturbado
Man 2	1571	199	7.89	Muy Pobre	Muy malo, Fuertemente perturbado
Man 3	2233	289	7.73	Muy Pobre	Muy malo, Fuertemente perturbado
Man 4	981	140	7.01	Pobre	Malo, muy perturbado
Man 5	1388	193	7.19	Pobre	Malo, muy perturbado
Man 6	276	45	6.13	Pobre	Malo, muy perturbado
Man 7	587	73	8.04	Muy Pobre	Muy malo, Fuertemente perturbado
Man 8	606	91	6.66	Pobre	Malo, muy perturbado
Man 9	85	11	7.73	Muy Pobre	Muy malo, Fuertemente perturbado
<b>Primavera</b>					
Man 1	365	46	7.93	Muy Pobre	Muy malo, fuertemente perturbado
Man 2	481	61	7.89	Muy Pobre	Muy malo, fuertemente perturbado
Man 3	3176	407	7.80	Muy Pobre	Muy malo, fuertemente perturbado
Man 4	760	95	8.00	Muy Pobre	Muy malo, fuertemente perturbado
Man 5	1087	136	7.99	Muy Pobre	Muy malo, fuertemente perturbado
Man 6	1107	139	7.96	Muy Pobre	Muy malo, fuertemente perturbado
Man 7	886	111	7.98	Muy Pobre	Muy malo, fuertemente perturbado
Man 8	72	10	7.20	Pobre	Malo, muy perturbado
Man 9	68	9	7.56	Muy Pobre	Muy malo, fuertemente perturbado

#### 4.1.5 Ictiofauna

En la **Tabla 17** se presenta la información referente a la cantidad de individuos colectados en el muestreo de prospección realizado en abril 2022. En ella se puede observar que la mayor cantidad de individuos fue recolectada en la estación 7 ubicada en el límite entre el meandro y el estuario, con 22 individuos de la especie *Gambusia holdbrooki* y 3 de *Cnesterodon decemmaculatus* seguida de la estación 1 en la albufera, con 12 individuos de *G. holdbrooki* y 5 de *C. decemmaculatus*.

**Tabla 17.** Número de individuos según especie capturados en 200 m<sup>2</sup>, por 30 minutos de prospección en las 9 estaciones de muestreo – Campaña de abril 2022. NP = No prospectado.

Nombre científico	Estaciones								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Gambusia holdbrooki</i>	12	NP	1	NP	NP	7	22	NP	NP
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	5	NP	4	NP	NP	2	3	NP	NP

Fuente: Elaboración propia.

En el muestreo de julio 2022 se capturó un total de 2 especies de peces, y se registró la presencia de una tercera especie (**Tabla 17.** Número de individuos según especie capturados en 200 m<sup>2</sup>, por 30 minutos de prospección en las 9 estaciones de muestreo – Campaña de abril 2022. NP = No prospectado. **Tabla 18 y Figura 23**), en base a la detección de restos en descomposición de un individuo adulto de la especie Carpa (*Cyprinus carpio*).

Las especies capturadas fueron el pez mosquito oriental o gambusia (*Gambusia holdbrooki*) y la especie madrecita o gambusia manchada (*Cnesterodon decemmaculatus*).

**Tabla 18.** Listado de fauna íctica registrada en el área de estudio – Campaña invierno 2022.

Clase	Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común
Actinopterygii	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Gambusia holdbrooki</i>	Pez mosquito oriental o gambusia
Actinopterygii	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	Madrecita o gambusia manchada
Actinopterygii	Cyprinodontiformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa

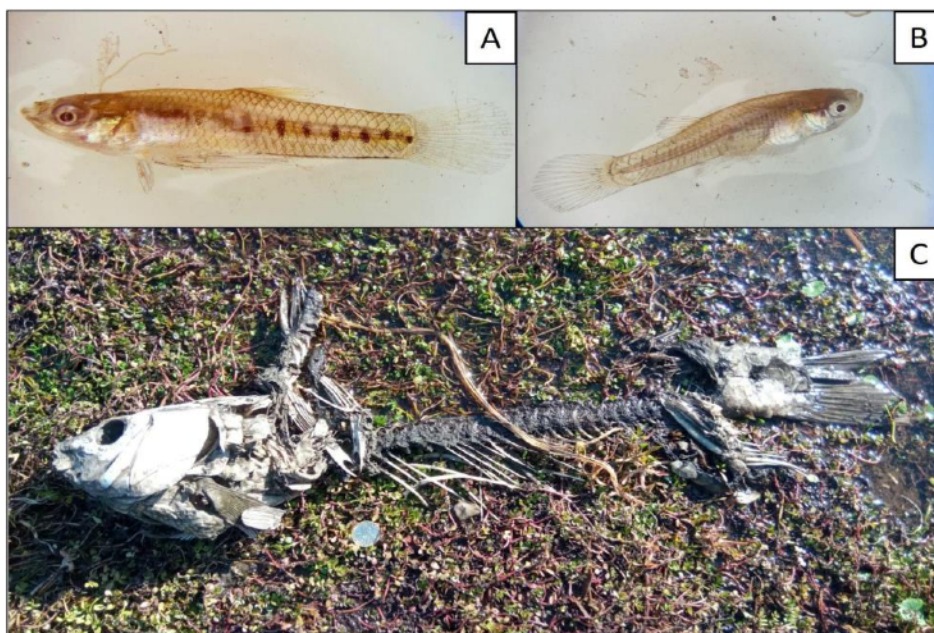
Fuente: Elaboración propia.

Por otra parte, en la **Tabla 19**, se presenta la información referente a la cantidad de individuos colectados en julio 2022. En ella se puede observar que la mayor cantidad de individuos fue recolectada en la estación 1 ubicada la albufera, con 24 individuos de la especie *Gambusia holdbrooki* y 6 de *Cnesterodon decemmaculatus*, seguida de la estación 7 en la albufera, con 21 individuos de *G. holdbrooki* y 3 de *C. decemmaculatus*.

**Tabla 19.** Número de individuos capturados en 200 m<sup>2</sup>, por 30 minutos de prospección en las 9 estaciones de muestreo – Campaña de julio 2022.

Nombre científico	Estaciones								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Gambusia holdbrooki</i>	24	0	2	0	0	0	21	0	0
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	6	0	1	0	0	0	3	0	0

Fuente: Elaboración propia.



**Figura 23.** Imágenes de la ictiofauna registrada en los monitoreos de abril y julio 2022 en el humedal de Mantagua. A) *Cnesterodon decemmaculatus*; B) *Gambusia holdbrooki* y C) restos de *Cyprinus carpio*. Fuente: Elaboración propia.

En el muestreo de noviembre 2022 se capturó un total de 4 especies de peces, y se registró la presencia de una tercera (**Tabla 17**. Número de individuos según especie capturados en 200 m<sup>2</sup>, por 30 minutos de prospección en las 9 estaciones de muestreo – Campaña de abril 2022. NP = No prospectado. **Tabla 1820**). Las especies capturadas fueron el pez mosquito oriental o gambusia (*Gambusia holdbrooki*), la madrecita o gambusia manchada (*Cnesterodon decemmaculatus*), la Pocha (*Cheirodon pisciculus*) y el Pejerrey de Mar (*Odontesthes regia*), y se observó la presencia de Carpas en la zona de la estación 6 y 7.

**Tabla 20.** Listado de fauna íctica registrada en el área de estudio – Campaña primavera 2022.

Clase	Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común
Actinopterygii	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Gambusia holdbrooki</i>	Pez mosquito oriental o gambusia
Actinopterygii	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	Madrecita o gambusia manchada
Actinopterygii	Characiformes	Characidae	<i>Cheirodon pisciculus</i>	Pocha Pisciculus
Actinopterygii	Atheriniformes	Atherinidae	<i>Odontesthes regia</i>	Pejerrey de mar
Actinopterygii	Cyprinodontiformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa

Fuente: Elaboración propia.

Por otra parte, en la **Tabla 21**, se presenta la información referente a la cantidad de individuos colectados en octubre 2022. En ella se puede observar que la mayor cantidad de individuos fue recolectada en la estación 3 ubicada la albufera, con 45 individuos de los cuales 21 eran de la especie *Cnesterodon decemmaculatus* y 12 eran de la especie *Odontesthes regia*, seguida de la estación 2 también en la albufera, con 10 individuos de *G. holdbrooki*, 5 de *C. decemmaculatus* y 9 de *Odontesthes regia*.

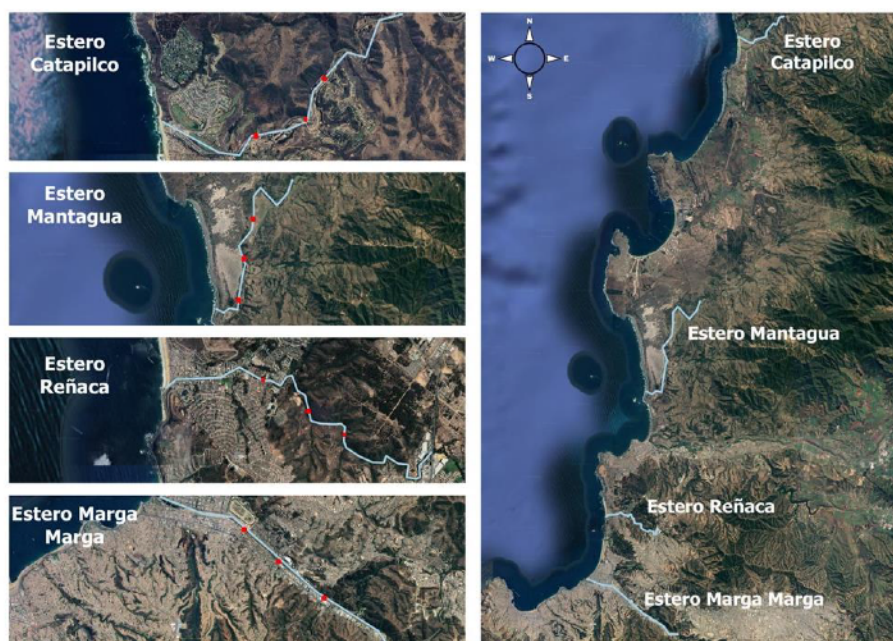
**Tabla 21.** Número de individuos capturados en 200 m<sup>2</sup>, por 30 minutos de prospección en las 9 estaciones de muestreo – Campaña de octubre 2022.

Nombre científico	Estaciones								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Gambusia holdbrooki</i>	1	10	12	0	5	0	0	2	0
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	0	05	21	0	9	0	2	4	0
<i>Cheirodon pisciculus</i>	0	0	0	0	0	0	1	2	0
<i>Odontesthes regia</i>	0	9	12	5	0	0	0	0	0

Fuente: Elaboración propia.

#### 4.1.5.1 Análisis comparativo de la riqueza de ictiofauna con otros esteros

Adicionalmente y en el marco de la tesis de pregrado titulada Homogeneización y Diversidad Funcional Trófica de la Ictiofauna Dulceacuícola en Humedales Costeros con Distintos Niveles de urbanización, en la Región de Valparaíso, de la estudiante de Biología Marina de la Universidad Andres Bello Belén Alexandra Pinto Riquelme, se muestrearon cuatro humedales de la Región de Valparaíso, escogiéndose tres sitios para el muestreo correspondientes al estero de cada lugar (**Figura 24**), los cuales están anterior a la desembocadura y donde se encontraron niveles bajos de salinidad que fueron iguales o similares para cada lugar.



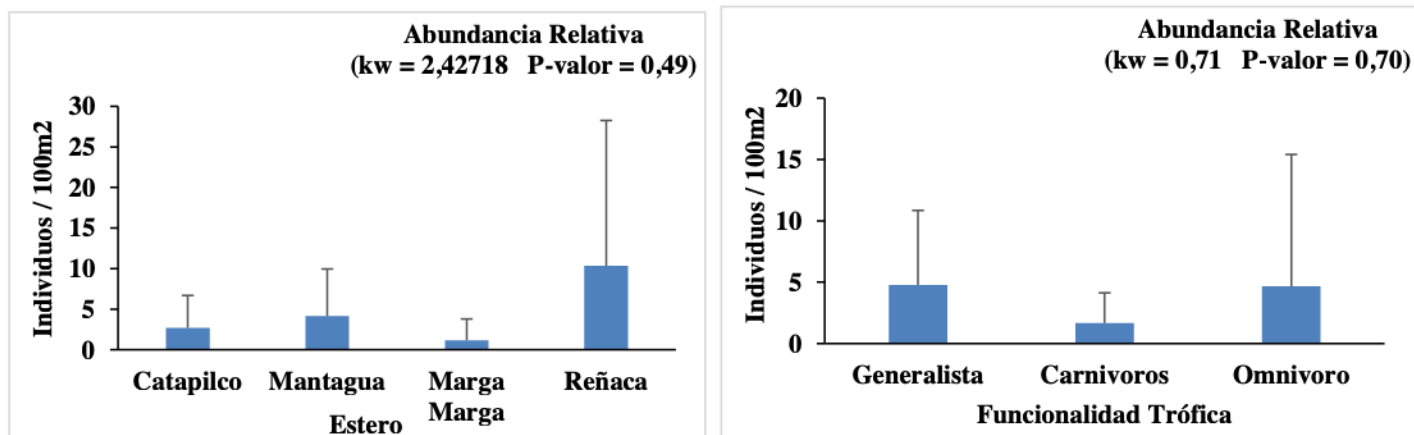
**Figura 24.** Esteros elegidos como zonas de estudio en la Región de Valparaíso. Los puntos rojos representan los sitios de muestreo (Posiciones referenciales). Fuente: Tesis Belen Pinto.

Se contabilizaron un total de 338 peces, pertenecientes a 6 especies de las cuales 4 son introducidas y 2 son nativas (**Tabla 22**). Las especies más abundantes en los humedales estudiados fueron *Cnesterodon decemmaculatus* y *Gambusia holdbrooki*, ambas especies introducidas y presentes en todos los

humedales. Seguido por *Odontesthes regia*, especie nativa presente en el humedal Catapilco y Mantagua. Las especies menos abundantes fueron *Cheirodon interruptus*, *Cyprinus carpio* y *Cheirodon pisciculus* (Girard, 1855), las dos primeras como especies introducidas y la última como especie endémica, todas presentes solo en el estero Mantagua. No se detectaron diferencias significativas en las abundancias relativas analizadas por localidad, ni tampoco a nivel trófico (**Figura 25 a y b**).

**Tabla 22.** Abundancia de peces en los esteros estudiados, número total de individuos encontrados, Diversidad  $H'$  y Diversidad  $H'$  máxima. Las letras identifican a las especies como introducidas (I), nativas (N) o endémicas (E).

Especie	Catapilco	Mantagua	Reñaca	Marga Marga	Total
<i>Gambusia holdbrooki</i> (I)	30	86	11	13	140
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i> (I)	13	33	101	1	148
<i>Odontesthes regia</i> (N)	20	12	0	0	32
<i>Cyprinus carpio</i> (I)	0	5	0	0	5
<i>Cheirodon pisciculus</i> (E)	0	3	0	0	3
<i>Cheirodon interruptus</i> (I)	0	10	0	0	10
TOTAL	63	149	112	14	338
RIQUEZA ESPECIES	3	6	2	2	



**Figura 25.** a) Abundancia relativa de peces (ind/100m<sup>2</sup>) en las distintas localidades estudiadas; b) Abundancias de peces según nivel trófico. Fuente: Tesis Belen Pinto.

#### 4.1.5.2 Estados de Conservación de las especies registradas en la campaña de abril y julio 2022.

Del total de especies registradas durante las campañas de abril, julio y octubre, solo dos especies se encuentra listadas en categoría de conservación según el Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), *Cheirodon pisciculus* quien se encuentra Vulnerable y *Odontesthes regia* que es una especie clasificada en preocupación Menor.

## 4.2 Actividades de capacitación a la ciudadanía sobre el monitoreo e identificación de macroinvertebrados mediante la realización de dos talleres teórico-prácticos

### 4.2.1 Talleres de educación y participación ciudadana

#### 4.2.1.1 Taller Ciudadano: Introducción a la identificación de macroinvertebrados bentónicos y peces de humedales costeros

El jueves 8 de septiembre se desarrolló en dependencias de la Posada del Parque, el Taller titulado Introducción a la identificación de macroinvertebrados bentónicos y peces de humedales costeros. A



este asistieron 35 participantes, de los cuales 32 eran estudiantes universitarios de carreras de ciencias ambientales.

De los asistentes, 15 señalaron tener residencia en Valparaíso, 7 de Viña del Mar y 2 de Quintero. El resto de los asistentes señalaron tener residencia de comunas tan lejanas como Los Andes, San Antonio, e incluso dos de la Región Metropolitana (**Anexo 4**).

El taller fue organizado en tres etapas. La primera etapa consistió en una serie de exposiciones teóricas, en las cuales se explicó los objetivos del proyecto GEF de humedales costeros y su relevancia, una segunda presentación sobre los Humedales, su relevancia e importancia y la tercera la importancia de macroinvertebrados y la ictiofauna en los humedales.

La segunda etapa, consistió en una actividad en el humedal, donde se desarrolló tanto actividades vinculadas a la captura de peces, como de macroinvertebrados bentónicos. Para esto los asistentes se separaron en 3 grupos y se distribuyeron entre las estaciones 6 y 7 dentro del humedal. Para esto se equipó a los asistentes con botas de agua y botas tipo wader, para facilitar el acceso al curso de agua (**Figura 26**).

Finalmente, la tercera etapa consistió en la identificación general de especies, tanto de peces como de macroinvertebrados. Estos fueron observados en lupas y microscopios, los que a su vez fueron proyectados en carpas tipo safari adaptadas como laboratorio.



**Figura 26.** Imágenes de las actividades de campo desarrolladas en el humedal, en el marco del taller Introducción a la identificación de macroinvertebrados bentónicos y peces de humedales costeros en el Humedal de Mantagua, desarrollado el día 8 de septiembre 2022.

#### 4.2.1.2 Taller de apoyo para la gobernabilidad: Indicadores de la calidad ambiental en humedales costeros”

El segundo taller se realizó el jueves 10 de noviembre y estuvo enfocado a personas relacionadas con la gobernabilidad municipal de los humedales costeros. Este taller de apoyo para la gobernabilidad fue nombrado como “Indicadores de la calidad ambiental en humedales costeros”. A este asistieron 20 de los 25 inscritos, además de personal del laboratorio LECOS (Ver **Anexo 5**).

El taller se desarrolló en el Campus Recreo de la Universidad Viña del Mar y fue patrocinado por la Escuela de Ingeniería y Negocios. Las palabras iniciales fueron dadas tanto por el SEREMi de Medioambiente Sr. Hernán Rivera y la directora de la Escuela de Ingeniería y Negocios Dra. Ximena Petit-Breuilh. Posteriormente se realizaron una serie de exposiciones teóricas, en las cuales se explicó los objetivos del proyecto GEF de humedales costeros y su relevancia, una segunda presentación sobre los Humedales, su relevancia e importancia y la tercera la importancia de los índices de calidad ambiental aplicados a nivel mundial, utilizando para esto tanto macroinvertebrados y la ictiofauna en los humedales.

La segunda etapa, consistió en una actividad en práctica en laboratorio tanto biológicos, como computacionales, donde se mostraron algunos componentes de los grupos analizados y posteriormente se realizó el cálculo de uno de los índices bióticos utilizados en el taller (**Figura 27**).

Finalmente, se realizó una actividad de cierre donde se reforzó la idea de la importancia de estos índices y su aplicabilidad en ambientes de humedales costeros. En ambos talleres se diseñaron y utilizaron un conjunto de materiales educativos relacionados con la identificación de la macroinvertebrados, como para la identificación de Peces en el humedal (**Anexo 6**).

#### 4.2.1.3 Otros talleres y actividades de difusión

Adicionalmente, se participó en dos conferencias relacionadas con humedales y que fueron organizadas externamente. La primera de ellas fue el VIII Festival de Bienvenida de Aves Migratorias, realizada el 18, 19 y 20 de noviembre en la Posada del Parque, en el Humedal de Mantagua, donde se realizó el taller titulado Maravillas Escondidas: Peces y macroinvertebrados del humedal de Mantagua (**Figura 28**).

La segunda actividad fue el primer encuentro de Biodiversidad y Medio Ambiente de la comuna de Concón, el cual se realizó el sábado 17 de diciembre, donde se dio la charla titulada “Peces en Humedales Costeros de la Región de Valparaíso”.

La participación en estos talleres y presentaciones fueron realizadas bajo el marco de relevar la importancia de los componentes ambientales a la comunidad, dando a conocer el estado de avance en relación con el conocimiento, así como la importancia de estos grupos para la mantención de la integridad ecológica de los humedales costeros.



**Figura 27.** Imágenes de las actividades en laboratorio desarrolladas en el “Indicadores de la calidad ambiental en humedales costeros”. desarrollado el día 10 de noviembre 2022.



**Figura 28.** Imágenes de las actividades en laboratorio desarrolladas en VIII Festival de Bienvenida de Aves Migratorias, realizada el 18, 19 y 20 de noviembre en la Posada del Parque, en el Humedal de Mantagua, donde se realizó el taller titulado Maravillas Escondidas: Peces y macroinvertebrados del humedal de Mantagua.



#### 4.2.1.4 Tesis de Pregrado

El proyecto, además, permitió la realización de dos tesis de pregrado ya finalizadas y dos recientemente iniciadas durante el 2023.

La primera de ella fue titulada “Análisis de las amenazas para la conservación biológica presentes en el Humedal de Mantagua, Comuna de Quintero, Chile y posibles estrategias para su manejo y control” de la alumna de Ingeniería en Medioambiente y Recursos Naturales de la Universidad Viña del Mar, señorita Sol Ipinza, y tuvo como objetivo “Analizar las amenazas y sus efectos tanto en los servicios ecosistémicos como en los objetos de conservación del Humedal de Mantagua, Comuna de Quintero, región de Valparaíso, para proponer estrategias de manejo y control”.

La segunda tesis fue titulada “Homogeneización y Diversidad Funcional Trófica de la Ictiofauna Dulceacuícola en Humedales Costeros con Distintos Niveles de urbanización, en la Región de Valparaíso” de la alumna de Biología Marina de la Universidad Andres Bello de Santiago, señorita Belen Pinto, y tuvo como objetivo “Evaluar los niveles de homogeneización y la diversidad funcional trófica de la ictiofauna dulceacuícola, afectados por distintos niveles de urbanización”. Finalmente, las tesis a realizar se durante el 2023 tendrán la finalidad de evaluar la aplicabilidad de índices bióticos en humedales costeros, proponiendo una adaptación a este tipo de ambientes y un análisis más acabado de la ictiofauna de estos ecosistemas.

## 5 DISCUSIÓN

Durante el periodo en que se realizaron las actividades de muestreo se pudo caracterizar la biocenosis del humedal de Mantagua en relación con las comunidades de macroinvertebrados y de peces que habitan en él, tanto para la temporada de invierno, como de primavera 2022. Por otro lado, se determinaron las principales características fisicoquímicas que condicionan la presencia o ausencia de los componentes de la comunidad tanto de macroinvertebrados como de peces.

En este sentido, tanto en invierno como verano, las variables fisicoquímicas del humedal como el oxígeno disuelto, conductividad y temperatura, son las que influyen con mayor incidencia en las condiciones ambientales del humedal, las cuales además impactan en las condiciones ambientales a nivel espacial.

Tanto la temperatura como el oxígeno parecen tener una fuerte componente relacionada a las condiciones atmosféricas imperantes a nivel temporal. Esto quedo de manifiesto, tanto en el muestreo de invierno, como en la variabilidad de los termistores. En un estudio previo realizado en el humedal de Mantagua se ha señalado que la temperatura registrada en el humedal muestra un claro incremento estacional estival, pero que puede ser mayor aun el efecto por la reducción del volumen de agua, donde en aquellos lugares y momentos donde el volumen es anormalmente pequeño, la amplitud térmica puede verse incrementada (Contreras-Lopez *et al.*, 2021).

Por otra parte, la evolución anual del oxígeno disuelto y sus incrementos estacionales, pueden estar relacionados a los procesos de eutroficación, los cuales son típicos de los humedales costeros de Chile central (Contreras-Lopez *et al.*, 2021). Sin embargo, la variabilidad existente también puede estar relacionada abatimiento originado por el viento, lo cual oxigena las poco profundas áreas del curso de agua. En este sentido se ha señalado que la entrada y distribución del oxígeno estaría determinada por el intercambio gaseoso a través de la superficie del agua, la producción fotosintética y el consumo respiratorio de los organismos acuáticos y por procesos físicos de difusión y advección (movimiento horizontal del aire causado principalmente por variaciones de la presión atmosférica cerca de la superficie) (Barraza, 2014), lo que se refuerza la idea de la acción mecánica del viento sobre el cuerpo de agua somero. En este sentido, se ha señalado que la fuerza e intensidad del viento transfieren un

impulso de movimiento de manera eficiente al fondo de cuerpos de agua con profundidades <2 m (Józsa, 2014; Andradóttir y Mortamet 2016), aunque la vegetación sumergida/emergente presente en la zona, puede originar resistencia al flujo de movimiento y por consiguiente a la oxigenación, reduciendo así significativamente la velocidad del flujo y llegando a cambiar el patrón de flujo del moviendo del curso de agua (Jin y Ji, 2015). Por lo tanto, en humedales de flujo lento, la convección térmica puede ser el mecanismo de mezcla dominante (Jenter y Schaffranek, 2003), evitando así la estratificación en áreas extensas del humedal.

La estratificación en cuerpos de agua someros, como el humedal de Mantagua, puede originar hipoxia o incluso anoxia cerca del fondo, tal como ha sido observado en humedales poco profundos a nivel mundial (Singh *et al.*, 2019; Ji y Jin, 2020). De hecho, el agua es anóxica cuando los niveles de oxígeno son cero e hipóxica cuando las concentraciones de oxígeno disuelto son <2–3 mg/L (Chen *et al.*, 2019), situación que fue registrado en invierno en algunas estaciones protegidas del viento como en la estación 9, dentro del meandro. La anoxia y la hipoxia pueden re-movilizar metales y nutrientes del lecho (Singh *et al.*, 2019), potenciar el crecimiento de la proliferación de algas y causar eutrofización (Diaz y Rosenberg, 2008), llegando a liberar sustancias tóxicas como como el sulfuro de hidrógeno y amoníaco (Teichreb, 2012; D'Aoust *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2019).

Por otra parte, la eutrofización y la proliferación de algas son una de las razones principales de la mala calidad del agua en este tipo de ambientes, lo cual también se observó en los muestreos de invierno en la zona del meandro.

Adicionalmente, otra causa de bajos niveles de oxígeno a estado relacionado a la descarga de aguas pluviales con bajo contenido de oxígeno disuelto, lo cual puede afectar el funcionamiento ecológico y la biodiversidad de los cuerpos de agua, tal como ha sido observado en otros humedales costeros alrededor del mundo (Diaz y Rosenberg, 2008; Yadav *et al.*, 2015).

Sin embargo, quizás el parámetro más relevante dentro de este tipo de humedales es la conductividad. De hecho, este parámetro es el que registró mayor variabilidad espacial y estacional en el área, lo cual está relacionado con el aporte de agua marina y dulce que ingresa al sistema.

El ingreso de agua marina depende directamente de la existencia de la barra de arena que separa el humedal del océano, la cual es clave para las condiciones ambientales que ocurren en el humedal. De hecho, estudios previos realizados en el área sugieren que este humedal es un claro ejemplo de los

estuarios de barra cerrada presentes en el litoral del Pacífico Sur Oriental (Contreras-Lopez *et al.* 2021), los cuales se caracterizan por presentar amplios rangos de conductividad (<1-58 mS cm<sup>-1</sup>) (Figueroa *et al.* 2009).

En base a esto, se han descrito una serie de secuencias temporales claras dentro del humedal, que influyen en las características físicas y químicas de la columna de agua, todas eso si dependientes de la ruptura de la barra de arena, fenómeno que acontece a fines de invierno. En este caso, se origina el vaciamiento de la casi totalidad del cuerpo de agua, conduciendo así, a un nuevo ciclo de renovación durante la primavera y finalmente un periodo de fuerte evaporación, caracterizado por la presencia de la barra de arena, con la reducción del aporte de agua dulce y una mínima área inundada, lo cual se caracteriza por una disminución de la conductividad en el área (Contreras-López *et al.*, 2021).

Sin embargo, en aquellos años en que esto no acontece, se origina un ingreso de agua marina por sobre la barra, cuya intensidad depende de los procesos de erosión y acreción que afectan la morfodinámica de la playa. Esto fue lo acontecido durante el 2022, generando una acumulación de agua marina que incrementa la salinidad en el sistema. Esta intrusión de agua de mar puede alterar significativamente la composición elemental de la materia orgánica del fondo del humedal, así como los procesos biogeoquímicos que ocurren en el sistema bentónico, tal como ha sido señalado en ecosistemas similares (Joe-Wong *et al.*, 2019). De esta manera, la materia orgánica generada por la acumulación de restos orgánicos vegetales (ie. observado por ejemplo en la albufera) puede llegar a descomponerse a diferentes velocidades, según la influencia que origina las fluctuaciones de la salinidad (Liu *et al.*, 2017, Krauss *et al.*, 2009), las cuales dan como resultado cambios en el ciclo de los nutrientes, lo cual es provocado por la descomposición microbiana (Liu *et al.*, 2017), así como cambios en la composición y abundancia de las comunidades bentónicas en general.

Esta puede ser la explicación a la disminución de la riqueza de especies observadas en la macrofauna, tanto a nivel estacional como espacial, donde en aquellas zonas o momentos en los cuales la conductividad aumenta, menor fue la diversidad de especies, y mayor fue la dominancia de unas pocas especies, las cuales deben resistir de mejor manera las condiciones ambientales adversas.

La importancia de la conductividad y su relación con la estructuración de la macrofauna ya ha sido mencionada previamente por otros estudios en la zona. Por ejemplo, en humedales costeros de Chile central, se ha detectado bajas correlaciones entre la riqueza de especies con las variables físicas –

químicas como temperatura y pH, y una buena correlación con la conductividad, lo cual permite el desarrollo de abundantes poblaciones de grupos tolerantes a las variaciones de salinidad (Figueroa *et al.* 2009).

Por otra parte, nuestros resultados en cuanto a la riqueza de especies difieren con los observados por Tapia (2018) en el humedal de Mantagua, en cuanto a que el detectó un incremento en la riqueza y abundancia de individuos durante las estaciones secas, cercanas a primavera y verano, lo cual es opuesto a lo reportado en este estudio. Sin embargo, coincide al señalar que a “mayor conductividad eléctrica del cuerpo de agua, menor es la presencia de macroinvertebrados en el humedal”, condición que fue registrada en este estudio. Ante esto, podemos reforzar la idea del efecto originado por el no rompimiento de la barra de arena, lo cual aparentemente afectó de forma negativa la presencia de ciertas especies de la macrofauna en la temporada invierno – primavera 2022.

En cuanto a la ictiofauna, se ha señalado previamente que los cambios en la composición de las poblaciones de peces pueden ser indicador de variaciones en el pH, salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, niveles de contaminación, etc. (Moliner y Camacho, 2002). De esta manera, la presencia de peces de origen marino en aquellas zonas donde se registró un incremento en la salinidad fue evidente en este estudio, debido a la presencia de especímenes de la especie *Odontesthes regia* en la albufera, específicamente en zonas con marcada influencia de agua marina en primavera.

Por otra parte, la presencia de individuos de la especie *Cheirodon pisciculus* en zonas oxigenadas del meandro como en la parte superior del estuario, así como río arriba de la zona de estudio, nos sugieren que esta especie si bien puede resistir incrementos de salinidad, no resistiría niveles elevados de este parámetro, lo cual explicaría su ausencia en estaciones de la albufera y del estuario.

En términos de riqueza de especies, solo se detectaron 5 de las 12 especies señaladas como presentes en el humedal. Sin embargo, es posible que aun exista confusión en relación con las especies realmente presentes, debido principalmente al desconocimiento que existe de estos grupos por parte de la gente que visita el humedal. Por ejemplo, no se detectó la presencia de chanchito (*Australoheros facetus*) en el presente estudio, a pesar de que las técnicas de capturas empleadas a permitido la captura de ejemplares de esta especie en otros humedales costeros estudiados. Sin embargo, recientemente a sido señalada la presencia de esta especie en el humedal de Mantagua (Ibáñez y Sepúlveda, 2022). Esta especie ha sido reconocida a nivel mundial por los efectos negativos que esta



genera a la diversidad de la ictiofauna, ya que se alimenta de peces de menor tamaño y que por su potencial colonizador (Avilés *et al.*, 2018). Al conversar con personas que visitan el humedal y que señalaron su presencia, nos percatamos que posiblemente la confundieron con algunos especímenes de color amarillo de la especie Carpa (*C. carpio*). Esto puede ser más recurrente en especies menos conocidas como las del género Cheirodon, ya que en el humedal se ha señalado a la presencia de tres especies, donde una de ellas ha sido descrita solo para ríos y lagos al sur del Biobío y otra para Argentina.

En el presente estudio las especies más recurrentes fueron la Gambusia Común (*Gambusia holdbrooki*) y la Gambusia Manchada (*Cnesterodon decemmaculatus*), las cuales son las especies no-nativas más comunes en la mayoría de los cuerpos de agua de nuestro país (Rojas *et al.* 2019), y fueron introducidas en la década de 1950 desde Estados Unidos, principalmente para el control biológico de la malaria (De los Ríos, 2010).

La presencia y proliferación de especies exóticas ha sido señalada como la principal causa del proceso de la pérdida de diversidad y de los procesos de homogeneización de la ictiofauna a nivel nacional, ya que la extinción de las especies nativas y la invasión de especies exóticas, son los dos procesos principales que impulsan este fenómeno (Olden y Poff, 2003; Petesse y Petrere, 2012; Rahel, 2000; Rojas *et al.*, 2019; Vargas *et al.*, 2015).

En este sentido se ha señalado que la diversidad funcional depende de los cambios taxonómicos, pero no siempre está asociada proporcionalmente a dichos cambios, ya que existen estudios que afirman que la introducción de nuevas especies aumenta la diversidad funcional con respecto al aumento de la riqueza de especies (Toussaint *et al.*, 2018; Villéger *et al.*, 2014). Pero, el aumento en la diversidad funcional contribuye al aumento de la estabilidad ecológica, lo cual ha sido observado en Mantagua, aunque al mismo tiempo pone en riesgo la estabilidad ecológica, ya que en su mayoría son especies introducidas con hábitos alimenticios generales, que pueden depredar a las especies nativas (Habit *et al.*, 2015).

Por lo tanto, en un futuro, es probable la extirpación o extinción de estas especies nativas por depredación (o competencia por hábitat) por parte de las especies introducidas aumente dentro del humedal, disminuyendo así, la diversidad funcional que existe y aumentando la homogeneización (Tilman & Lehman, 2001).



Ante esta situación, la educación ambiental y el control de especies exóticas en el humedal se plantean como dos importantes estrategias para revertir los fenómenos de pérdida de diversidad. En este sentido, podemos señalar que existe un relevante entusiasmo tanto de organizaciones de base como de funcionarios gubernamentales y municipales de conocer estos grupos, por lo que es pertinente continuar con talleres de capacitación a la comunidad que permita mejorar el conocimiento popular de estos grupos, tan relevantes para este tipo de ecosistemas.

## 6 CONCLUSIÓN.

- En base a las mediciones realizadas en el mes de abril, junio-julio y noviembre de 2022, las tres zonas descritas presentan profundidades máximas que fluctúan entre 50 cm en la zona del meandro y hasta 150 cm en la albufera y estuario, no existiendo presencia activa de bocatomas ni de intervenciones directas al curso de agua.
- En relación con el tipo de fondo, se pudo identificar que estos son de características blandas, conformados por sedimentos de tipo arenoso y fangoso, con presencia de una capa de materia orgánica de origen vegetal sobre estos, la cual difiere en relación con su profundidad, pero no en relación con su estacionalidad.
- Una de las características centrales del humedal de Mantagua es la presencia de la barra de arena que impide su conexión directa del estuario con el océano. Esta apertura de la barra solo ocurre en contadas ocasiones en el año e incluso puede eventualmente no ocurrir. Sin embargo, e independiente de este evento, existe una constante entrada de agua marina al humedal cuando las olas de marea alta sobrepasan la barra, de igual forma la acumulación de agua dulce por infiltración o incremento de precipitaciones, generarían un marcado sistema de ciclo anual (Contreras-López *et al.*, 2022).
- Sin embargo, durante el año 2022 esta situación no ocurrió, generando una acumulación de agua marina dentro del humedal lo que pudo afectar los componentes ecológicos del sistema.
- Durante la campaña de invierno 2022, el oxígeno disuelto registró un valor promedio de 4,32 (+/- 1,8) mg/l en las estaciones de la albufera, mientras que en las estaciones del estuario el valor promedio fue de 10,0 (+/- 2,11) mg/l y de 4,11 (+/- 3,08) mg/l en la zona del meandro, existiendo diferencias significativas entre las estaciones (KW=24,64; P=0,002). En cuanto a la temperatura superficial, durante la campaña de invierno se registró un valor promedio de 13,2 (+/- 0,10) °C en las estaciones de la albufera, mientras que en las estaciones del estuario el valor promedio fue de 14,6 (+/- 1,86) °C. Para la zona del meandro, se registró un valor promedio de 15,1 (+/- 1,12) °C, observándose diferencias significativas entre las estaciones (KW=23,41; P=0,003). En cuanto a la conductividad en invierno, los valores promedio de la albufera fueron de 4,219 mS/cm (+/- 0,532)

mS /cm; 5,354 (+/- 0,282) mS /cm en el estuario y de 1,533 (+/- 0,955) mS /cm en la zona del meandro, existiendo diferencias significativas entre las estaciones muestreadas para dicho parámetro (KW=25,60; P=0,001). El pH en la albufera obtuvo valores promedios de 6,99 (+/- 0,17); mientras que en el estuario el valor promedio fue de 8,56 (+/- 0,19) y de 7,06 (+/- 0,76) en el meandro. Se detectaron diferencias significativas entre las estaciones (KW= 23,93; P=0,0023).

- Para la campaña de primavera 2022, el oxígeno disuelto registró un valor promedio de 7,00 (+/- 2,8) mg/l en las estaciones de la albufera, mientras que en las estaciones del estuario el valor promedio fue de 8,52 (+/- 1,38) mg/l y de 6,27 (+/- 2,64) mg/l en la zona del meandro, existiendo diferencias significativas entre las estaciones (KW=25,15; P=0,0014). La temperatura superficial, registró un valor promedio de 21,58 (+/- 1,73) °C en las estaciones de la albufera, mientras que en las estaciones del estuario el valor promedio fue de 23,16 (+/- 0,50) °C y de 22,71 (+/- 2,09) °C en la zona del meandro, existiendo diferencias significativas entre las estaciones (KW=25,62; P=0,0012). En cuanto a la conductividad los valores promedio de la albufera fueron de 4,8 mS/cm (+/- 0,6) mS/cm; 20,0 (+/- 0,68) mS/cm en el estuario y de 9,75 (+/- 5,5) mS/cm en el meandro, existiendo diferencias significativas entre las estaciones muestreadas para dicho parámetro (KW=25,73; P=0,001). Finalmente, el pH en la albufera obtuvo valores promedios de de 8,73 (+/- 0,165); mientras que en el estuario el valor promedio fue de 8,52 (+/- 0,14) y de 8,51 (+/- 0,08) en el meandro. Se detectaron diferencias significativas entre las estaciones (KW= 19,18; P=0,0139).
- Al comparar cada zona de manera estacional, se detectaron diferencias significativas en cada una de las zonas, para todos los parámetros analizados, excepto en el pH en la zona del Estuario, el cual aparentemente no presenta diferencias relacionadas a la estacionalidad.
- En base a esto, podemos señalar que en invierno las zonas tienen una marcada diferenciación entre los parámetros fisicoquímicos, con influencia del ingreso de agua menos fuerte que lo observado en primavera, por lo que la influencia marina abarcaría mayor número de estaciones, lo que se evidenciaría a través del promedio de conductividad observado en ambas campañas.
- La temperatura y el oxígeno presentan una fuerte variabilidad espacial y estacional, lo cual puede depender de las condiciones ambientales, como la temperatura diaria y el efecto del viento.
- En cuanto a la macrofauna, en ambas campañas de muestreos, se registró un total de 35 especies pertenecientes a 21 familias.

- Para la campaña de invierno, se registró un total de 27 especies correspondiente a 18 familias de macroinvertebrados bentónicos, siendo la clase más representada Insecta, con 6 familias que agrupan a 10 especies, seguida por la clase Ostracoda con 2 familias que agruparon a 4 especies. Los representantes del orden Díptera, de la clase insecta, fueron las más recurrentes. Respecto a la riqueza de especies por estación en el muestreo realizado en invierno, la estación 3 fue la presentó mayor riqueza de especies correspondiente a la albufera, seguida de la estación 7 que se encuentra en la zona del estuario. Para el caso de la abundancia de individuos, la estación que presentó mayores valores fue la estación 3 (albufera), seguida por las estaciones 2 y 5 (Albufera y estuario, respectivamente). En cuanto a la diversidad de  $H'$  se observó que sólo la estación 3 (albufera) presentó un valor mayor a 1 sugiriendo de esta manera que en dicha estación existe una alta diversidad, mientras que el resto de las estaciones se mantuvieron entre 0,5 y 1 lo que permite dimensionar la relevancia de la diversidad en el área estudiada. En términos numéricos la diversidad más baja se obtuvo en la estación 9 (0,439). Por otro lado, el índice de dominancia de Simpson refuerza lo observado en el índice de diversidad, pues la dominancia es mayor, en aquellas estaciones donde la diversidad es más baja. Es así como la estación 9, se obtiene una mayor dominancia de unas pocas especies, situación que no se observa en el resto de las estaciones.
- El patrón de agrupación asociado a la cercanía entre las zonas con entrada de agua salada, donde las estaciones más disimiles son 8 y 9 las cuales pertenecen al meandro, situación que también se aprecia en el MDS para la campaña de invierno.
- Para el caso de la campaña realizada en primavera, se registró un total de 23 especies correspondiente a 14 familias de macroinvertebrados bentónicos, siendo la clase más representada Insecta con 4 familias y 12 especies, seguida de la clase Ostracoda con 1 familia y 4 especies. A nivel de estaciones, la riqueza de especies fue mayor en la estación 3, en la albufera, situación que también se observó en relación con la abundancia total de individuos. En el caso del índice de diversidad, el mayor valor obtenido fue en la estación 9 con un valor de 0.845 y el resto de las estaciones sus valores oscilaron entre 0.57 y 0.69. Por otro lado, para el caso del índice de Simpson, se observó que el valor más bajo fue detectado en la estación 9, coincidiendo con el mayor valor para  $H'$ . Además, los valores de este índice para las estaciones restantes oscilaron

entre 0.2 y 0.28, lo cual evidencia una relación negativa entre los valores de H y de D, es decir a mayor valor del índice de Simpson menor valor en el índice Shannon, lo que se relaciona a la dominancia de unos pocos individuos en el área.

- En cuanto al patrón de agrupación se observa una clara asociación a la cercanía de las zonas con entrada de agua salada, donde las estaciones pertenecientes al estuario forman un grupo, mientras que las de la albufera como la del meandro forman otra agrupación, situación que también se aprecia en el MDS.
- Al comparar la comunidad en invierno y primavera, se destacan 3 clados bien diferenciados con un muy bajo % de similitud en las abundancias de las diferentes especies encontradas. En el clado medio se puede observar que las estaciones 1 y 2 son similares entre sí tanto en invierno como en primavera, de igual forma la estación 3 en invierno fue similar con la estación 3 en primavera, todas estas pertenecientes a la albufera. En cuanto a las estaciones 4 y 5 tomadas en invierno fueron más similares entre sí y estas presentaron mayor similitud con la estación 3 en invierno y primavera, lo cual nos refleja la influencia marina directa en la zona de desembocadura, tanto de la albufera, como del estuario. Por otro lado, la estación 6 de Invierno y 8 de primaveras presentaron similitud entre ellas y estas con la estación 7 de Invierno lo cual podríamos decir que es una zona de alta variabilidad estacional. El segundo Clado, ubicado a la derecha de la figura, se observa que la Estación 9 es similar en ambas estaciones y que a su vez son similares a la estación 8 de Invierno. Finalmente, se observa un tercer clado, donde se agrupan estaciones tomadas en primavera y que se encuentra más cercanas geográficamente entre ellas.
- En cuanto al análisis MDS, es congruente con lo observado en el clúster de abundancia en invierno-primavera, en el que se observa espacialmente la relación entre las estaciones 9 de invierno y primavera, con la estación 8 de Invierno, y presentándose una asociación entre aquellas estaciones 4, 5, 6 y 7 de primavera, y ya más agrupadas entre si las estaciones restantes. Se destaca que el valor de stress observado en los 3 MDS son bajos, cercanos a 0, lo cual indica una buena representación de los datos
- El análisis de componentes principales en que se relaciona el número de individuos de cada especie registrada y la estación del año arroja que un conjunto de especies se asocia

principalmente al invierno y otro conjunto a la primavera, lo que sugiere una fuerte estacionalidad de los componentes de la macrofauna.

- El Índice biótico ChIBF determinado para Mantagua, tanto en invierno como primavera sugiere que la mayoría de las estaciones quedaran clasificadas como Muy Pobre y Pobre en ambas temporadas. Sin embargo, al comparar las condiciones de invierno y primavera, podemos observar que esta va empeorando, donde de 5 estaciones calificadas como muy mala en invierno, se pasa a 7 en primavera. Esta situación puede estar relacionada a dos factores, el primero a un incremento en la conductividad y al aumento de temperatura en el ambiente, lo cual reduciría la presencia de especies. Cabe señalar que este índice fue pensado para la aplicación en ambientes dulceacuícolas (ie. ríos y lagos), por lo que los resultados obtenidos explican una condición característica de este tipo de ambientes.
- En cuanto a la ictiofauna en abril 2022, se detectó la mayor cantidad de individuos en la estación 7 ubicada en el límite entre el meandro y el estuario, con 22 individuos de la especie *Gambusia holdbrooki* y 3 de *Cnesterodon decemmaculatus* seguida de la estación 1 en la albufera, con 12 individuos de *G. holdbrooki* y 5 de *C. decemmaculatus*. En el muestreo de julio 2022 se capturó un total de 2 especies de peces, y se registró la presencia de una tercera especie en base a la detección de restos en descomposición de un individuo adulto de la especie *Carpa* (*Cyprinus carpio*). Las especies capturadas fueron el pez mosquito oriental o gambusia (*Gambusia holdbrooki*) y la especie madrecita o gambusia manchada (*Cnesterodon decemmaculatus*). En cuanto a la abundancia la mayor cantidad de individuos fue recolectada en la estación 1 ubicada la albufera, con 24 individuos de la especie *Gambusia holdbrooki* y 6 de *Cnesterodon decemmaculatus*, seguida de la estación 7 en la albufera, con 21 individuos de *G. holdbrooki* y 3 de *C. decemmaculatus*. En el muestreo de noviembre 2022 se capturó un total de 4 especies de peces, y se registró la presencia de una quinta especie. Las especies capturadas fueron el pez mosquito oriental o gambusia (*Gambusia holdbrooki*), la madrecita o gambusia manchada (*Cnesterodon decemmaculatus*), la Pocha (*Cheirodon pisciculus*) y el Pejerrey de Mar (*Odontesthes regia*), y se observó la presencia de Carpas en la zona de la estación 6 y 7. La mayor abundancia se registró en la estación 3 ubicada la albufera, con 45 individuos de los cuales 21 eran de la especie *Cnesterodon*

- decemmaculatus y 12 eran de la especie *Odontesthes regia*, seguida de la estación 2 también en la albufera, con 10 individuos de *G. holdbrooki*, 5 de *C. decemmaculatus* y 9 de *Odontesthes regia*.
- Al comparar la ictiofauna con otros esteros cercanos, se capturaron un total de 338 individuos, pertenecientes a 6 especies de las cuales 4 son introducidas y 2 son nativas. Las especies más abundantes en los humedales estudiados fueron *Cnesterodon decemmaculatus* y *Gambusia holdbrooki*, ambas especies introducidas y presentes en todos los humedales. Seguido por *Odontesthes regia*, especie nativa presente en el humedal Catapilco y Mantagua. Las especies menos abundantes fueron *Cheirodon interruptus*, *Cyprinus carpio* y *Cheirodon pisciculus* (Girard, 1855), las dos primeras como especies introducidas y la última como especie endémica, todas presentes solo en el estero Mantagua. No se detectaron diferencias significativas en las abundancias relativas analizadas por localidad, ni tampoco a nivel trófico.
  - De la ictiofauna registrada durante las campañas de abril, julio y octubre, solo dos especies se encuentra listadas en categoría de conservación según el Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), *Cheirodon pisciculus* quien se encuentra Vulnerable y *Odontesthes regia* que es una especie clasificada en preocupación Menor.
  - Dos talleres se realizaron en el marco de esta consultoría. El primero fue un Taller Ciudadano: Introducción a la identificación de macroinvertebrados bentónicos y peces de humedales costeros el jueves 8 de septiembre en dependencias de la Posada del Parque. A este evento asistieron 35 participantes, de los cuales 32 eran estudiantes universitarios de carreras de ciencias ambientales. De los asistentes, 15 señalaron tener residencia en Valparaíso, 7 de Viña del Mar y 2 de Quintero. El resto de los asistentes señalaron tener residencia de comunas tan lejanas como Los Andes, San Antonio, e incluso dos de la Región Metropolitana.
  - El segundo taller se realizó el jueves 10 de noviembre y estuvo enfocado a personas relacionadas con la gobernabilidad municipal de los humedales costeros. Este taller de apoyo para la gobernabilidad fue nombrado como “Indicadores de la calidad ambiental en humedales costeros”. A este asistieron 20 de los 25 inscritos, y se desarrolló en el Campus Recreo de la Universidad Viña del Mar y fue patrocinado por la Escuela de Ingeniería y Negocios.
    - Adicionalmente se participó en dos conferencias relacionadas con humedales y que fueron organizadas externamente. La primera de ellas fue el VIII Festival de Bienvenida de Aves



Migratorias, realizada el 18, 19 y 20 de noviembre en la Posada del Parque, en el Humedal de Mantagua, donde se realizó el taller titulado Maravillas Escondidas: Peces y macroinvertebrados del humedal de Mantagua. La segunda actividad fue el primer encuentro de Biodiversidad y Medio Ambiente de la comuna de Concón, el cual se realizó el sábado 17 de diciembre, donde se dio la charla titulada “Peces en Humedales Costeros de la Región de Valparaíso”.

- El proyecto, además, permitió la realización de dos tesis de pregrado ya finalizadas y dos recientemente iniciadas durante el 2023.
- En conclusión, podemos señalar que la conductividad jugo un factor relevante en la caracterización de los componentes de la macrofauna, donde el aumento de este parámetro genero una reducción de la biodiversidad de este componente. En cuanto a los peces este factor ambiental, más la dominancia de especies exóticas genera cambios en la diversidad funcional lo cual contribuye al aumento de la estabilidad ecológica, lo cual ha sido observado en Mantagua, aunque al mismo tiempo pone en riesgo la estabilidad ecológica, ya que en su mayoría son especies introducidas con hábitos alimenticios generales, que pueden depredar a las especies nativas. Por lo tanto, en un futuro, es probable la extirpación o extinción de estas especies nativas por depredación (o competencia por hábitat) por parte de las especies introducidas aumente dentro del humedal, disminuyendo así, la diversidad funcional que existe y aumentando la homogeneización.
- Ante esta situación, la educación ambiental y el control de especies exóticas en el humedal se plantean como dos importantes estrategias para revertir los fenómenos de pérdida de diversidad. En este sentido, podemos señalar que existe un relevante entusiasmo tanto de organizaciones de base como de funcionarios gubernamentales y municipales de conocer estos grupos, por lo que es pertinente continuar con talleres de capacitación a la comunidad que permita mejorar el conocimiento popular de estos grupos, tan relevantes para este tipo de ecosistemas.

## 7 BIBLIOGRAFÍA.

Alam, M.S., Hossain, M.S. y M. Monwar, (2013). Assessment of fish distribution and biodiversity status in Upper Halda River, Chittagong, Bangladesh. *Acad J* 5:349–357

Alba-tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Alvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A, Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.I., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S. y C. Zamora-Muñoz, (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica* 21(3-4): 175-185.

Alongi, D.M. y P. Christoffersen, (1992). Benthic infauna and organism-sediment relations in a shallow, tropical coastal area: influence of outwelled mangrove detritus and physical disturbance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 81 (1992), pp. 229-245, 10.3354/meps081229.

Andersson, G., Graneli, W. y J. Stenson, (1988). The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems. *Hydrobiologia* 170:267-284.

Anderson, J.T. y C.A. Davis, (2013). Preface. In. *Wetland Techniques. Volume 2: Organisms. First Edition.* Editors: Anderson, J.T. & Davis C.A. Springer, New York. 341 p.

Andradóttir, H. y M.L. Mortamet, (2016). Impact of wind on storm water pond particulate removal. *J. Environ. Eng.*, 143 (8), 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001221.

Arenas, J., (1995) Composición y distribución del macrozoobentos del curso principal del río Biobío, Chile. *Medio Ambiente (Chile)* 12: 39-50.

Arratia, G., (1981). Género de peces de aguas continentales de Chile. *Publicación Ocas Mus Nac Hist Nat* 34:109.

Avilés, J., López, A. y H. Flores. 2018. Interacciones tróficas de *Autroloheros facetus* (Perciformes: Cichlidae), pez exótico en el humeda El Culebron, Coquimbo, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. Vol. 53, S1:99-105.

Bain, M.B., Finn, J.T. y H.E. Booke. (1985). Quantifying stream substrate for habitat analysis studies. *Norteamerican Journal of Fisheries Management* 5: 499-500. Doi: 10.1577/1548-8659(1985)5<499:QSSFHA>2.0.CO;2

Barbour, M. T. y J. L. Burton, (2002). Biological Assessment: A Necessary Tool for State Water Resources Agencies. In: "Advances in Water Monitoring Research." T. Younos (Ed.), Water Resources Publications, LLC. Highlands Ranch, Colorado. pp. 105-123.



- Barraza, D., (2014). Caracterización ecológica del Humedal de Mantagua, Región de Valparaíso, como base para su protección y conservación. Trabajo de Titulación para Optar al Título de Ingeniero Ambiental. Instituto de Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de Valparaíso. 177 pp.
- Batzer, D.P. y A., Ruhí, (2013). Is there a core set of organisms that structure macroinvertebrate assemblages in freshwater wetlands? *Freshw Biol* 58: 1647-1659. doi:10.1111/fwb.12156.
- Bertrand, H., (1954). Les Insectes aquatiques d'Europe (Genres: Larves, Nymphes, Imagos) Editorial: Paul Lechevalier, Paris.
- Brinkhurst, R., (1974). The benthos of lakes. First edition. The Macmillan Press LTD, Great Britain. 190 pp.
- Boccaletti, R., (2021). Respuestas de la ictiofauna nativa chilena al embalsamiento de ríos para la generación hidroeléctrica. Habilitación presentada por optar al título de Ingeniería Ambiental. Universidad de Concepción, 96 pp.
- Boström, C., Jackson, E.L. y C.A. Simenstad, (2006). Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: a review. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 68 (3-4), 383-403 (Jul., URL <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0272771406001004>).
- Burton, T. M.; Uzarski, D. G. y J. A. Genet, (2004). Invertebrate habitat use in relation to fetch and plant zonation in northern Lake Huron coastal wetlands. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7(2), 249-267. doi:10.1080/14634980490461614
- Bustos, G. y A. Valencia, (2006). Caracterización del Medio Biótico y determinación de la calidad de las aguas de la Microcuenca del Estero Quintero, V Región, Chile. Elaboración de Proyecto de Tesis Para Optar al Título Profesional de Ingeniero Ambiental. Facultad de Ciencias, Departamento de Biología y Ciencias Ambientales. Universidad de Valparaíso
- Coccia, C., Contreras-López, M., Farinae, J.M. y A.J.Green, (2022). Comparison of taxonomic and size-based approaches to determine the effects of environment and disturbance on invertebrate communities in coastal Chile. *Ecological Indicators*, Volume 143, 109356.
- Cadotte, M.W., Carscadden, K. y N. Mirotnick. (2011). Beyond species : functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. 1079-1087.
- Campos, H., Arenas, J., Jara, C., Gonser, J., y R. Prins (1984). Macrozoobentos y fauna íctica de las aguas límnicas de Chiloé y Aysén continentales (Chile). *Medio Ambiente (Chile)* 7: 52-64.
- Campos, H., Dazarola, G., Dyer, B.S., Fuentes, L., Gavilán, J.F., Huaquín, L., Martínez, G., Meléndez, R., Pequeño, G., Ponce, F., Ruiz, V.H., Sielfeld, W., Soto, D., Vega, R. y I. Vila (1998). Categorías de conservación de peces nativos de aguas continentales de Chile. *Boletín del Mus Nac Hist Nat Chile* 47:101-122.



Caraco, N., Cole, J., Findlay, S. y C. Wigand, (2006). Vascular Plants as Engineers of Oxygen in Aquatic Systems. *BioScience*, Volume 56, Issue 3, March 2006, Pages 219–225.

Chen, L., Delatolla, R., & P.M. D’Aoust (2019). Hypoxic conditions in stormwater retention ponds: potential for hydrogen sulfide emission *Environ. Technol.*, 40 (5) (2019), pp. 642-653, 10.1080/09593330.2017.1400112.

Clarke K.R. y M., Ainsworth, (1993). A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 92:205–219.

CONAMA (2008). Biodiversidad de Chile: Patrimonio y desafíos. Conama: 640 pp.

CONAMA-PNUD (2005). Estrategia y plan de acción para la conservación de la diversidad Biológica, Informe Técnico. Región de Valparaíso. Valparaíso, Chile.

Contreras-López, M. y J.P. Castro, (2012). Cambios morfológicos de la laguna costera el Yali (33o45’S). In: Resúmenes del XXXII Congreso de Ciencias del Mar de Chile. Punta Arenas, Chile.

Contreras-Lopez, M., Zuleta, C., Larraguibel, C. y J. Salcedo (2021). Informe Final Propuesta Técnica delimitación del Humedal de Mantagua e identificación de áreas prioritarias a restaurar en la cuenca asociada. Proyecto GEFSEC ID: 976 “Promoviendo la conservación y el manejo sostenible de los humedales costeros y sus cuencas aportantes, a través de la mejora en la gestión y planificación de los ecosistemas de borde costero de la zona centro sur de Chile, Hotspot de biodiversidad. 199 pp.

Convención de Ramsar sobre los Humedales, (2018). Perspectiva mundial sobre los humedales: Estado de los humedales del mundo y sus servicios a las personas. Gland (Suiza). Secretaría de la Convención de Ramsar.

Correa-Araneda, F., Núñez, D., Díaz, M.L., Gómez-Capponi, F., Figueroa, R., Acuña, J., Boyero, L., y C. Esse (2021). Comparison of sampling methods for benthic macroinvertebrates in forested wetlands. *Ecological Indicators* Volume 125, 107551, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107551>

Correa-Araneda, F.J., Díaz, M.E., Ovalle, K., Encina-Montoya, F., Urrutia, R., y R. Figueroa, (2014). Benthic macroinvertebrate community patterns of Mediterranean forested wetlands and their relation to changes in the hydroperiod. *Limnetica.*, 33 (2), pp. 361-374.

D’Aoust, P., R. Delatolla, A. Poulain, (2017). Emerging investigators series: hydrogen sulfide production in municipal stormwater retention ponds under ice covered conditions: a study of water quality and SRB populations *Environ. Sci.: Water Res. Technol.*, 3 (4) (2017), pp. 686-698, doi. 10.1039/C7EW00117G

Dazarola, G. (1972). Contribution a l’étude de la faune ichthyologique de la région Valparaíso Aconcagua (Chili). *Ann. Limnol.* 8:87–100.



Da La Lanza, G., Hernández, S. y J. Carbajal, (2000). Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Criterios generales para la selección de bioindicadores. México: Plaza y Valdez, S.A de C.V. 17-18 pp.

De Juan, S. y J. Hewitt, (2011). Relative importance of local biotic and environmental factors versus regional factors in driving macrobenthic species richness in intertidal areas Mar. Ecol. Prog. Ser., 423, pp. 117-129.

De los Ríos, P. (2010). Freshwater ecosystems in oceanic islands of Chile: Conservation of endemic microfauna and the role of exotic species in the biological control of tropical diseases. In Revista Chilena de Historia Natural (Vol. 83).

Diaz R y R. Rosenberg. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems Science, 321 (5891) (2008), pp. 926-929, 10.1126/science.1156401

Diehl, S. (1992). Fish predation and benthic community structure: the role of omnivory and habitat complexity. Ecology 73 (5), 1646–1661 (URL <http://www.jstor.org/stable/10.2307/1940017>).

Diehl, S. (1995). Direct and indirect effects of omnivory in a littoral lake community. Ecology 76:1727-1740.

Diehl, S. y R. Kornijów, (1998). Influence of Submerged Macrophytes on Trophic Interactions among Fish and Macroinvertebrates. En: The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Editors: Jeppesen, E., Sodergaard, M., Sodergaard, M y K. Chistoffersen. Ecological Studies, Vol. 131. 24-46 pp.

Dionne, M. y C.L. Folt, (1991). An experimental analysis of macrophyte growth forms as fish foraging habitat. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48 (1), 123–131 (Jan., URL <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/f91-017#.U62wQP7VOF4>).

Domínguez E., Hubbard, M., Pescador, M. y C. Molineri, (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Macroinvertebrados bentónicos Sudam:55–631.

Domínguez, E. y H.R. Fernandez. (2009). Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Sistemática y Biología. Editorial: Fundación Miguel Lillo.

Duarte, W., Feito, R., Jara, C., Moreno, C. y E. Orellana (1971). Ictiofauna del sistema hidrográfico del Río Maipo. Boletín, Mus. Nac. Hist. Nat. Chile 32: 227–268.

Dudgeon, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. Curr Biol 29: R960–R967.

Eigenmann, H. (1924). The freshwater fishes of Chile. Mem Natl Acad Sci 22:1–63.

Ekka, A., Pande, S., Jiang, Y., Zaag y P. Van Der, (2020). Water Anthropogenic Modifications and River Ecosystem Services : A Landscape Perspective. Water 12:1–21.



Eklöv, P., (1997). Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distributions of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 1520–1531 (Apr., URL <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/f97-059#.U62xFv7VOF4>)

Elgueta M, Camousseight A, Carbonell CS (1999) *Catálogo de Orthoptera (Insecta) de Chile*. *Publ Ocas Mus Nac Hist Nat Chile* 54:1–62.

Erikson, M.O.G., Henrikson, L., Nilsson, B.I., Nyman, G., Oscarson, H.G. y J.A.E. Stenson, (1980). Predator-prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. *Ambio* 9:248-249.

Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad Nacional de la Plata (2018). *Estimación de la Diversidad Específica*. Cátedra de Ecología de Comunidades y Sistemas. <https://web.archive.org/web/20180712135826/http://www.fcnym.unlp.edu.ar/catedras/ecocomunidades/TPN3Diversidad.pdf>

Figuroa, R., Araya, E. y C. Valdovinos, (2000). a. Deriva de macroinvertebrados bentónicos en un sector de rítrón: Río Rucúe, Chile centro-sur. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción (Chile)* 71: 23-32.

Figuroa, R., Valdovinos, C., Araya, E. y O. Parra, (2000). b. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 275-285.

Figuroa, R., Valdovinos, C., Araya, E. y O. Parra, (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76:275–285.

Figuroa, R., Palma, A., Ruiz, V. y X. Niell, (2007). Análisis comparativo de Índices bióticas utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en el río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 225-242.

Figuroa, R., Suarez, M.L., Andreu, A., Ruiz, V.H. y M.R. Vidal-Abarca, (2009). Caracterización ecológica de humedales de la zona semiarida en Chile central. *Gayana* 73(1): 76-94.

Figuroa, R., Soria, M., Beltran, M. y F. Correa-Araneda, (2016). Estudio de comunidades biológicas como bioindicadores de calidad de agua. En: *Estudio de comunidades biológicas como bioindicadores de calidad de agua*. Editores: Chatata B., Talavera C., Villasante F. Edition: 1ª Edición Publisher: Universidad Nacional de San Agustín-CONCYTEC. Arequipa, Perú.

Flores, L. (2022). Vegetación y flora del Humedal de Mantagua. Capítulo 5. In: *Humedal Costero de Mantagua. Un lugar para la conservación de la biodiversidad en Chile Central*. Editores: Flores-Toro, L., Contreras-López, M., Figuroa, R. & A. Arenas. Ediciones Universitarias de Valparaíso. 95-133 pp.

Flores, L., Contreras-López, M., Figuroa, R. y A. Arenas. (2022) a. Prologo. In: *Humedal Costero de Mantagua. Un lugar para la conservación de la biodiversidad en Chile Central*. Editores: Flores-Toro, L., Contreras-López, M., Figuroa, R. & A. Arenas. Ediciones Universitarias de Valparaíso. 9-15 pp.

Flores, L., Contreras-López, M., Figueroa, R. y A. Arenas. (2022) b. El Humedal de Mantagua. Importancia de su conservación. Capítulo 1. In: Humedal Costero de Mantagua. Un lugar para la conservación de la biodiversidad en Chile Central. Editors: Flores-Toro, L., Contreras-López, M., Figueroa, R. & A. Arenas. Ediciones Universtarias de Valparaíso. 21-29 pp.

GEF Humedales Costeros, (2020). Piloto: Humedal de Mantagua , Región de Valparaíso. Informe Resumen Proyecto GEF de Humedales Costeros. MMA, GEF & PNUD. 18 pp.

GEF-PNUD. (2019). Documento del Proyecto “Promoviendo la conservación y el manejo sostenible de los humedales costeros y sus cuencas aportante, a través de la mejora en la gestión y planificación de los ecosistemas de borde costero de la zona centro sur de Chile, hotspot de Biodiversidad. En: <https://gefhumedales.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2020/07/Prodoc-GEF-Humedales-Costeros.pdf> 96 pp.

Gentine, J.A., Conard, W.M., O'Reilly, K. E., Cooper, M.J., Giuseppe, Fiorino, G.E., Harrison, A.M., Hein, M., Moerkee, A.H., Ruetz III, C.R., Uzarski, D.G. y G.A. Lamberti, (2022). Environmental predictors of phytoplankton chlorophyll-a in Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research*. Volume 48, Issue 4, August 2022, Pages 927-934.

Glade, A. (1988). Libro rojo de los vertebrados terrestres de Chile. Actas del Simposio Estado de Conservación de la Fauna de Vertebrados Terrestres de Chile, organizado por la Corporación Nacional Forestal y realizado entre el 21 y 24 de Abril de 1987.

Habit, E., (2003). Calidad del agua del estero Piduco (Talca, VII Región): Un análisis basado en la data existente. *Theoria* 12:43–54.

Habit, E., Bertrán, C., Arevalo, S. y P. Victoriano, (1998). Benthonic fauna of the Itata river and irrigation canals (Chile). *Irrigation Sciences* 18: 91-99.

Habit, E., Dyer, B. y I. Vila, (2006). Estado de conocimiento de los peces dulceacuícolas de Chile. *Gayana* 70:100–113.

Habit, E., Belk, M. y P. Victoriano, (2007). Spatio-temporal distribution patterns and conservation of fish assemblages in a Chilean coastal river. *Biodivers Conserv.* 16(11):3179-3191.

Habit, E., González, J., Ortiz-Sandoval, J., Elgueta, A., & Sobenes, C. (2015). Effects of salmonid invasion in rivers and lakes of Chile. *Ecosistemas*, 24(1), 43–51. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-1.08>.

Henríquez, J.M., (2013). Zonificación Ambiental basada en la Fauna Vertebrada del Humedal de Mantagua. Tesis para optar al Título Profesional de Ingeniero en Medioambiente y Recursos Naturales. Universidad Viña del Mar, Viña del Mar. Chile.



Hou, Y., Kong, F., Li, Y., Xi, M. y Y. Zhengd., (2020). Key factors of the studies on benthic macroinvertebrate in coastal wetlands: Methods and biodiversity. *Ecohydrology & Hydrobiology*, Volume 20, Issue 3, Pages 424-436, <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.02.004>.

Hughes, K., (2021). *The world's forgotten fishes*. WWF International. Gland, Switzerland.

Ibañez G. y J. Sepulveda, (2022). Aproximación a la Fauna de Vertebrados del Humedal de Mantagua. Capítulo 6. In: *Humedal Costero de Mantagua. Un lugar para la conservación de la biodiversidad en Chile Central*. Editors: Flores-Toro, L., Contreras-López, M., Figueroa, R. & A. Arenas. Ediciones Universtarias de Valparaíso. 133-166 pp.

Illéger, S., Grenouillet, G., & Brosse, S. (2014). Functional homogenization exceeds taxonomic homogenization among European fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, 23(12), 1450–1460. <https://doi.org/10.1111/geb.12226>

Iturriaga, L., y J.P. de la Harpe, (2012). Informe de Línea Base: Flora, Vegetación y Fauna Vertebrada del Humedal de Mantagua.

James, S.P., (2020). Legal rights and nature's contributions to people: Is there a connection? *Biol. Conserv.* 241:108325.

Jara, C.G., Rudolph, E.H. y E.R., González, (2006). Estado de conocimiento de los malacostráceos dulceacuícolas de Chile. *Gayana* 70:40–49.

Jenter, H. y R.W. Schaffranek. (2003). Thermally-driven vertical mixing in the Everglades Joint Conference on the Science and Restoration of the Greater Everglades and Florida Bay Ecosystem, Palm Harbor, FL pp. 290-292.

Jerez, V. y J. Moroni, (2006) Diversidad de coleopteros acuáticos en Chile. *Gayana* 70:72–81.

Ji, Z.G y K.R. Jin. (2015). An integrated environment model for a constructed wetland –Hydrodynamics and transport processes. *Ecol. Eng.*, 84 (2015), pp. 416-426, [10.1016/j.ecoleng.2015.09.022](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.022)

Ji, Z.G y K.R. Jin. (2020). Three-dimensional modeling of hydrodynamic and water-quality processes in a wetland. *J. Environ. Eng.*, 146 (11) (2020), p. 04020126 <https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/%28ASCE%29EE.1943-7870.0001804>

Johnson, R., Wieclerholm, T. y M. Rosemberg, (1993). Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates, 40 \_ 158. In: D. Rosenberg and V. Resh (Eds.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. 448. Chapman & Hall, New York.





- Joe-Wong , DR Schlesinger , AT Chow , SCB Myneni. 2019. Sea level rise produces abundant organobromines in salt-affected coastal wetlands. *Geochem. Perspect. Let.*, 10 (2019), pp. 31-35
- Józsa, J. 2014. On the internal boundary layer related wind stress curl and its role in generating shallow lake circulations. *J. Hydrol. Hydromech.*, 62 (1) (2014), pp. 16-23, 10.2478/johh-2014-0004
- Kalff, J., Rooney, N., (2003). Submerged macrophyte-bed effects on water-column phosphorus, chlorophyll a, and bacterial production. *Ecosystems* 6 (8), 797–807 (Dec., URL <http://link.springer.com/10.1007/s10021-003-0184-2>).
- Kaller, M., Kelso, G. y Trexler, J. (2013). Wetland Fish Monitoring and Assessment. In: Anderson, J., Davis, C. (eds) *Wetland Techniques*. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-6931-1\\_6](https://doi.org/10.1007/978-94-007-6931-1_6)
- Krauss K., J.A. Duberstein, T.W. Doyle, W.H. Conner, R.H. Day, L.W. Inabinette, J.L. Whitbeck. (2009). Site condition, structure, and growth of baldcypress along tidal/non-tidal salinity gradients *Wetlands*, 29 (2009), pp. 505-519
- Lee, S.Y., (2008). Mangrove macrobenthos: assemblages, services, and linkages *J. Sea Res.*, 59 (2008), pp. 16-29, 10.1016/j.seares.2007.05.002
- Liu X., A. Ruecker, B. Song, J. Xing, W.H. Conner, A.T. Chow. (2017). Effects of salinity and wet-dry treatments on C and N dynamics in coastal-forested wetland soils: Implications of sea level rise. *Soil Biol. Biochem.*, 112 (2017), pp. 56-67
- Lopretto, E y G. Tell. 1995. *Ecosistemas de aguas continentales*. Ediciones Sur. pp 1401.
- Ludwing, J.A. y J.F. Reynolds, (1989). *Statistical Ecology: A Primer on Methods and Computing*. *Q Rev Biol* 64:337.
- Lugo-Ortiz, C.R. y , W.P. McCafferty, (1999). Revision of South American species of Baetidae (Ephemeroptera) previously placed in Baetis Leach and Pseudocloeon Klapalek. *Ann Limnol* 35:257–262.
- Lugo-Ortiz, C.R. y W.P. McCafferty, (1996). Taxonomy of the neotropical genus Americabaetis, new status (Insecta: Ephemeroptera: Baetidae). *Stud Neotrop Fauna Environ* 31:156–169.
- Macroforest, (2010). Proyecto Línea Base de Biodiversidad Humedal de Mantagua y Sistema Hidrológico Asociado.
- Magalhães, A.L.B., Bezerra, L.A., Daga, V.S., Pelicice, F.M., Vitule, J.R.S. y M.F.G., Brito, (2021). Biotic differentiation in headwater creeks after the massive introduction of non-native freshwater aquarium fish in the Paraíba do Sul River Basin , Brazil. *Neotropical Ichthyology* 19:1–20.
- Magurran, A.E. (1988) *Ecological Diversity and Its Measurements*. Princeton University Press, Princeton, NJ. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0><https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>



- Mackie G.L. 2001. Applied Aquatic Ecosystem Concepts. Kendall/Hunt Publishing Company, 744 pp.
- Merritt, R.W., Cummins, K.W. y M.B. Berg, (2019). An Introduction to the Aquatic Insects of North America. 4th Edición. Editorial : Kendall Hunt Publishing. 1158 pp.
- Massicotte, P., Gratton, D., Frenette, J.-J. y A.A. Assani, (2013). Spatial and temporal evolution of the St. Lawrence River spectral profile: a 25-year case study using landsat 5 and 7 imagery. Remote Sens. Environ. 136, 433–441 (Sep., URL<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S003442571300182X> <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S003442571300182X>).
- Masson, S., Desrosiers, M., Alloul, P. y L. Martel, (2010). Relating macroinvertebrate community structure to environmental characteristics and sediment contamination at the scale of the St. Lawrence River. Hydrobiologia 647(1):35-50. DOI: 10.1007/s10750-009-9915-5
- Meerhoff, M., Iglesias, C., De Mello, F.T., Clemente, J.M., Jensen, E., Lauridsen, T.L. y E. Jeppesen, (2007). Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. Freshw. Biol. 52 (6), 1009–1021.
- Moeller, P., (2008). Bibliography of freshwater fishes of Chile. Gest Ambient 92:67–92.
- Moliner A. y A. Camacho, (2002). Recomendaciones para la toma de muestras de agua, biota y sedimentos en humedales Ramsar. Ministerio de Medio Ambiente., Madrid, España.
- Moreno, C. y G. Revuelta, (1968). Un nuevo pez en aguas continentales chilenas: *Cnesteredon decemmaculatus* (Jenyns) 1842, Not Mencual XII:8–11.
- Moreno, R.A., Labra, F.A., Cotoras, D., Camus, P., Gutiérrez, D., Aguirre, L., Rozbaczylo, N., Poulin, E., Lagos, N., Zamorano, D. y M. Rivadeneira, (2021). Evolutionary drivers of the hump-shaped latitudinal gradient of benthic polychaete species richness along the Southeastern Pacific coast. PeerJ, 9, p. e12010.
- Muñoz, S., Mendoza, G., y C. Valdovinos, (2001). Evaluación rápida de la biodiversidad en cinco sistemas lénticos de Chile central: macroinvertebrados bentónicos. Gayana Zoología (Chile) 65: 173-180.
- Negrete, J., Figueroa, R. y P. De Kartzow, (2015). Informe Final. Diagnóstico de sitios de alto valor para la conservación en la región de Valparaíso. Portafolio del sitio Humedal de Mantagua. Volumen 1: Líneas de Base. Proyecto FNRD BIP N° 30127132-0, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso y Universidad de Playa Ancha, Valparaíso, 225 pp.
- Noman, M.A., Mamunur, R., Islam, M.S. y M.B. Hossain, (2019). Spatial and seasonal distribution of intertidal macrobenthos with their biomass and functional feeding guilds in the Naf river estuary, Bangladesh. J. Oceanol. Limnol., 37, pp. 1010-1023.



- Nurminen, L.K.L. y J.A. Horppila, (2002). A diurnal study on the distribution of filter feeding zooplankton: effect of emergent macrophytes, pH and lake trophy. *Aquat. Sci.* 64 (2),198–206.
- Okyere, I., Blay, J., y J. Aggrey-Fynn, (2011). Hydrographic conditions and the macrozoobenthos of a coastal wetland in Ghana. *Int. J. Ecol. Environ. Sci.*, 37 (2011), pp. 15-22.
- Osenberg, C.W. y G.G. Mittelbach, (1989). Effects of body size on the predator-prey interaction between pumpkinseed sunfish and gastropods. *Ecol. Monogr.* 59:405-432.
- Olden, J. D., & Poff, N. L. R. (2003). Toward a Mechanistic Understanding and Prediction of Biotic Homogenization. *American Naturalist*, 162(4), 442–460. <https://doi.org/10.1086/378212>
- Olson, M.H., Mittelbach, G.G. y E.W. Osenberg, (1995). Competition between predator and prey: resource-based mechanisms and implications for stage-structured dynamics. *Ecology* 76:1758-1771.
- Osenberg, E.W., Mittelbach, G.G. y P.E. Wainwright (1992). Two-stage life histories in fish: the interaction between juvenile competition and adult performance. *Ecology* 73:255-267.
- Oscoz, J., Galicia, D. y R. Miranda (2011). *Indeitification guide of freshwater macroinvertebrates of Spain*. Springer, 152 pp.
- Oyanedel, A., Valdovinos, C., Moya, C., Azocar, M., Mancilla, G. y R. Figueroa (2008). Patrones de distribución espacial de los macroinvertebrados bentónicos de la cuenca del río Aisén. *Gayana* 72: 241-257.
- Pelicice, F., Azevedo-Santos, V., Vituñe, J., Orsi, M., Lima, D., Magalhaes, A., Pompeu, P., Petrere, M. y A. Agostinho, (2017) Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries* 18:1119–1133.
- Perillo, G., Wolanski, E., Cahoon, D. y C. Hopkins, (2019). *Coastal Wetlands. An Integrated Ecosystem Approach*. Second. Elsevier, Amsterdam. 1105 pp.
- Persson, L., (1988). Asymmetries in competitive and predatory interactions in fish populations. In: Ebenman, B.; Persson, L., eds. *Size-structured populations-ecology and evolution*. Heidelberg: Springer-Verlag; 1988:203-218
- Petesse, M. L., & Petrere, M. (2012). Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. *Ecological Engineering*, 48, 109–116. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.033>
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: inferencia basada en el índice de shannon y la riqueza. *Revista Interciencia*, vol. 31, núm. 8, agosto, 2006, pp. 583-590.



Portal, M.E. y K. Leiva. (2022). La cuenca superior del sistema Humedal de Mantagua. Capítulo 3. In: Humedal Costero de Mantagua. Un lugar para la conservación de la biodiversidad en Chile Central. Editors: Flores-Toro, L., Contreras-López, M., Figueroa, R. & A. Arenas. Ediciones Universtarias de Valparaíso. 49-75 pp.

Proffitt, C.E. y D.J. Devlin, (2005). Grazing by the intertidal gastropod *melampus coffeus* greatly increases mangrove leaf litter degradation rates *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 296 (2005), pp. 209-218.

Rahel, F. J. (2000). Homogenization of fish faunas across the United States. *Science*, 288(5467), 854–856. <https://doi.org/10.1126/science.288.5467.854>

Reid, A.J., Carlson, A.K., Creed, I.F., Eliason, E.J., Gell, P.A., Johnson, P.T.J., Kidd, K.A., Maccormack, T.J., Olden, J.D., Ormerod, S.J., Smol, J.P., Taylor, W.W., Tockner, K., Vermaire, J.C., Dudgeon, D. y S.J. Cooke, (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. 94:849–873.

Rico-Sánchez, A., Rodríguez-Romero, A., López-López, E. y J.E. Sedeño-Díaz, (2014). Patrones de variación espacial y temporal de los macroinvertebrados acuáticos en la Laguna de Tecocomulco, Hidalgo (México). *Revista de Biología Tropical*, vol. 62, núm. 2, abril, 2014, pp. 81-96.

Rojas, A., (2006). Estado de conocimiento de los Trichoptera de Chile. *Gayana* vol. 70 (1) pp. 65-71.

Rojas, P., Vila, I., Habit, E., & Castro, S. A. (2019). Homogenization of the freshwater fish fauna of the biogeographic regions of Chile. *Global Ecology and Conservation*, 19. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00658>.

Rojas, P., Castro, S.A., Vila, I. y F.M. Jaksic, (2020). Exotic species modify the functional diversity patterns of freshwater fish assemblages in continental Chile: Examining historical and geographical patterns. *Glob Ecol Conserv* 24.

Rojas, P., Castro, S.A., Vila, I. y F.M. Jaksic (2021). Exotic species elicit decoupled responses in functional diversity components of freshwater fish assemblages in Chile. *Ecol Indic* 133:108364.

Roldan, P.G. (1996). Guía Para El Estudio De Macroinvertebrados Acuáticos Del Departamento De Antioquia, Primera reimpresión, Presencia Ltda., Colciencias, Universidad de Antioquia.

Rosenberg, D.M. y V.H. Resh (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, New York, USA. 488 pp.

Roy, D., Sarker, S., Mustari, S., Roy, K., Khan, M.A.R., G.A. Latifa (2022). Exploration of fishing activities, fish species assemblage and diversity status of the largest wetland (Arial Beel) near the capital city in Bangladesh: Implications and conservation. *Acta Ecologica Sinica* 42: 243–253.



Ruiz, V.H. y M. Marchant, (2004). Ictiofauna de aguas continentales chilenas. Primera edición. Universidad de Concepción, Concepción. pp 356.

Ruiz, V. y T. Berra (1994). Fishes of the high Biobio river of South-Central Chile with notes on diet and speculations on the origin of the ichthyofauna. *Ichthyol Explor Freshwaters* 5:19–24.

Russo, R.E. (2008) *Wetlands: Ecology, Conservation and Restoration*. Nova Science Publishers INC (ed). New York, USA, 465 pp.

San Martín, C., Contreras, D., San Martín, J. y C. Ramírez, (1992). Vegetación de las marismas del centro-sur de Chile. *Rev Chil Hist Nat* 65:327–342.

Simeone, A., Oviedo, E., Bernal, M. y M. Flores. (2008). Las aves del humedal de Mantagua: riqueza de especies, amenazas y necesidades de conservación. *Boletín Chileno de Ornitología* 14:22–35.

Simpson, G.G. (1960). Notes on the measurement of faunal resemblance. *American Journal of Science* 258-A: 300-311.

Singh, P., J. Bagrania, A.K. Haritash. 2019. Seasonal behaviour of thermal stratification and trophic status in a sub-tropical palustrine water body. *Appl. Water Sci.*, 9 (2019), p. 139, 10.1007/s13201-019-1011-z

Smokorowski, K. y T. Pratt. (2007). Effect of a change in physical structure and cover on fish and fish habitat in freshwater ecosystems — a review and meta-analysis. *Environ. Rev.* 15, 15–41 (Dec., URL <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/a06-007>).

Sokal, R.R. y F.J. Rohlf, (1995) *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 3rd Edition, W.H. Freeman and Co., New York.

Squeo, F.A., Estades, C., Bahamonde, N., Parada, E., Fuentes, A., Aviles, R., Palma, A., Solis, R., Guerrero, S., Montenegro, G. y J.C. Torres-Mura, (2010). Revisión de la clasificación de especies en categorías de amenaza en Chile. *Rev Chil Hist Nat* 83:511–529.

Suzuki, T. (1998). Effect of dissolved oxygen deficiency on a shallow benthic community in an embayment *Oceanogr. Jpn.*, 7, pp. 223-236, 10.5928/kaiyou.7.223.

Tall, L., Caraco, N. y R., Maranger, (2011). Denitrification hot spots: dominant role of invasive macrophyte *Trapa natans* in removing nitrogen from a tidal river. *Ecol. Appl.* 21 (8), 3104–3114 (Dec., URL <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/11-0061.1>).

Tantikamton, K., Thanee, N., Jitpukdee, S. y M. Potter, (2015). Species diversity and ecological characteristics of benthic macroinvertebrates in the intertidal zone of Satun province, Thailand and the first record of *Petersenaspis* sp. *Int. J. Adv. Agric. Environ. Eng.*, 2 (2015), pp. 23-27.



Tapia, L., (2018). Análisis de la calidad hídrica del Humedal de Mantagua, región de Valparaíso, y su relación con el entorno social. Memoria para optar al título Profesional de Ingeniero Forestal. Departamento de Gestión Forestal y su Medio Ambiente, Escuela de Ciencias Forestales, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad De Chile. 66 pp.

Teichreb, C. 2012. Lake and Watershed Management Options for the Control of Nuisance Blue-Green Algal Blooms in Pigeon Lake, Alberta/Prepared by Chris Teichreb 2012, Alberta Environment and Sustainable Resource Development, Edmonton.

Tilman, D., & Lehman, C. (2001). This paper was presented at the National Academy of Sciences colloquium (Vol. 98, Issue 10). [www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.091093198](http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.091093198)

Toussaint, A., Charpin, N., Brosse, S. & S. Villéger, (2016). Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Nat. Publ. Gr*: 1–9.

Trama, F.A., Rizo-Patrón, F.L. y M. Springer, (2009). Macroinvertebrados bentónicos del humedal de Palo Verde, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, vol. 57, núm. 1, noviembre, 2009, pp. 275-284.

Valdovinos, C. (2006). Invertebrados dulceacuícolas. In: *Biodiversidad de Chile. Patrimonio y desafíos*. CONAMA (ed) p 204–225

Valdovinos, C., Stuardo, J., y J. Arenas, (1993). Estructura comunitaria del macrozoobentos de la zona de transición rítrón-potamón del río Biobío. *Monografías Científicas EULA (Chile)* 12: 217-247.

Valdovinos, C. y E. Araya, (1998). Zoobentos. Documento de síntesis, estudio de línea de base para la evaluación del impacto ambiental del Complejo Forestal Industrial Itata, centro EULA-Chile, Universidad de Concepción: 67-77.

Valdovinos, C. y R. Figueroa, (2000) Benthic community metabolism and trophic conditions of four South American lakes. *Hydrobiologia* 429: 151-156.

Valdovinos, C., (2001) Riparian leaf litter processing by benthic macroinvertebrates in a woodland stream of central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 74: 445-453.

Van der Sleen, P. y J.S. Albert, (2022). Patterns in Freshwater Fish Diversity. *Enycl Inl Waters*: 243–255.

Vargas, P. v., Arismendi, I., & Gomez-Uchida, D. (2015). Evaluating taxonomic homogenization of freshwater fish assemblages in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 88. <https://doi.org/10.1186/s40693-015-0046-2>

Vera, A. y A., Camousseight, (2006). Current State of Knowledge of Plecoptera of Chile. *Gayana* 70:57–64.

Vila, I., Fuentes, L. y M. Contreras-López, (1999). Peces limnicos de Chile. *Bol del Mus Nac Hist Nat* 48:61–75.



Vila, I. y E. Habit, (2015). Current situation of the fish fauna in the Mediterranean region of Andean river systems in Chile. *Fishes Mediterr Environ* 2015:1–19.

Vitule, J.R.S., Occhi, T.V.T., Kang, B. y S. Ichiro, (2019). Intra - country introductions unraveling global hotspots of alien fish species. *Biodivers. Conserv.* 28: 3037–3043.

Walag, A.M.P. y M.O.P. Canencia, (2016). Physico-chemical parameters and macrobenthic invertebrates of the intertidal zone of Gusa, Cagayan de Oro city, Philippines *Adv. Environ. Sci.*, 8 (2016), pp. 71-82.

Warwick, R.M., Goss-Custard, J.D., Kirby, R., George, C.L., Pope, N.D. y A.A. Rowden, (1991). Static and dynamic environmental factors determining the community structure of estuarine macrobenthos in SW Britain: why is the severn estuary different? *J. Appl. Ecol.*, pp. 329-345, 10.2307/2404133.

Wissinger, S.A., (1999). Ecology of wetland invertebrates: synthesis and applications for conservation and management. In: Batzer, D.P., Rader, R.D. y S.A. Wissinger. *Invertebrates in freshwater wetlands of North America: ecology and management*. New York: John Wiley and Sons. pp. 1013-1042.

Yadav, A., A. Kataria, K. Singh, 2015. Seasonal assessment of trophic state of a palustrine water body. *International Journal of Engineering Research & Technology (IJERT) RACEE*, 4 (3) (2015), pp. 37-40. <https://www.ijert.org/seasonal-assessment-of-trophic-state-of-a-palustrine-water-body>

Yu, O.H., Lee, H.G. y J.H. Lee, (2012). Influence of environmental variables on the distribution of macrobenthos in the Han river estuary, Korea. *Ocean Sci. J.*, 47 (2012), pp. 519-528.

Zunino, S., Aliaga, C. y P. Da Venezia, (2009). Comunidades de peces en desembocaduras de ríos y esteros de la Región de Valparaíso, Chile central. *Rev Biol Mar Oceanogr* 44:123–130.

## 8 ANEXOS.

### Anexo 1. Pesca de investigación de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (solicitud E-PINV-2022-382).

**Verificación del Documento:**

- Id del Documento: 16429
- Código de verificación: 55793077099
- Verificar validez en <https://tramitea.subpesca.cl/wf-tramitea/public/documentos/validar>

MINISTERIO DE ECONOMÍA  
FOMENTO Y TURISMO

**SUBSECRETARÍA DE PESCA Y  
ACUICULTURA**

PMV E-2022-435 CARACTERIZACIÓN  
HUMEDALES COSTEROS

AUTORIZA A LUIS FIGUEROA FÁBRIGA  
PARA REALIZAR PESCA DE  
INVESTIGACIÓN QUE INDICA.

VALPARAÍSO,

R. EX. Nº E-2022-750

FECHA: 20/12/2022

**VISTO:** Lo solicitado por Luis Figueroa Fábrega, mediante Ingreso E-PINV-2022-382 de fecha 6 de octubre de 2022; lo informado por la División de Administración Pesquera de esta Subsecretaría, en Informe Técnico Nº E-2022-435, de fecha 17 de noviembre de 2022; los Términos Técnicos de Referencia del Proyecto "CARACTERIZACIÓN DE HUMEDALES COSTEROS, REGIÓN DE COQUIMBO Y REGIÓN DE VALPARAÍSO", elaborados por la peticionaria y aprobados por esta Subsecretaría; las Leyes Nº 19.880 y Nº 21.358; la Ley General de Pesca y Acuicultura Nº 18.892 y sus modificaciones cuyo texto refundido, coordinado y sistematizado fue fijado por el D.S. Nº 430, de 1991, el D.F.L. Nº 5, de 1983, el D.S. Nº 461, de 1995, el Decreto Exento Nº 878, de 2011, todos del actual Ministerio de Economía, Fomento y Turismo; todos del actual Ministerio de Economía, Fomento y Turismo; y la resolución exenta Nº 332, de 2011, del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura.

#### CONSIDERANDO:

Que Luis Figueroa Fábrega presentó mediante ingreso electrónico citado en visto, una solicitud para desarrollar una pesca de investigación conforme los Términos Técnicos de Referencia del Proyecto denominado "CARACTERIZACIÓN DE HUMEDALES COSTEROS, REGIÓN DE COQUIMBO Y REGIÓN DE VALPARAÍSO".

Que mediante Informe Técnico, citado en visto, la División de Administración Pesquera de esta Subsecretaría informa que las actividades planteadas en la solicitud califican como pesca de investigación de acuerdo a lo dispuesto en el artículo 2º Nº 29 de la Ley General de Pesca y Acuicultura, por cuanto es una actividad extractiva sin fines de lucro, cuya finalidad es obtener datos e información para generar conocimiento científico, para proteger la biodiversidad y el patrimonio sanitario del país.

Que dicha solicitud cumple con las exigencias dispuestas en el D.S. Nº 461, de 1995, del actual Ministerio de Economía, Fomento y Turismo, que establece los requisitos que deben cumplir las solicitudes de pesca de investigación.

Que de acuerdo con lo anterior y de conformidad a lo dispuesto en los artículos 98 a 102 de la Ley General de Pesca y Acuicultura y el D.S. Nº 461, de 1995, citado en Visto, corresponde autorizar la pesca de investigación solicitada.

#### RESUELVO:

1.- Autorízase a Luis Figueroa Fábrega, R.U.T. 13.420.032-4, con domicilio en Cortez 910, Concón, Región de Valparaíso, para efectuar una pesca de investigación de conformidad con los Términos Técnicos de Referencia del proyecto denominado "CARACTERIZACIÓN DE HUMEDALES COSTEROS, REGIÓN DE COQUIMBO Y REGIÓN DE VALPARAÍSO", elaborados por la peticionaria y aprobados por esta Subsecretaría y el Informe técnico citado en Visto, los que se consideran parte integrante de la presente resolución.

2.- El objetivo de la pesca de investigación que por la presente resolución se autoriza consiste en ejecutar una línea base de ecosistemas acuáticos continentales en la zona sur de la región de Coquimbo y norte de la región de Valparaíso considerando la caracterización de componentes bióticos y abióticos del ecosistema.

3.- La pesca de investigación se efectuará en un periodo de 12 meses, contados desde la fecha de publicación de la presente resolución, de conformidad con lo establecido en el artículo Nº 174 de la Ley General de Pesca y Acuicultura, periodo en el cual desarrollará una prospección en diferentes esteros y humedales costeros del sur de la Región de Coquimbo y Norte de la Región de Valparaíso, con principal atención en el humedal de Mantagua, y su detalle se indica a continuación:

Región	Comuna	Localidad
Región de Coquimbo	Ovalle	Río Limarí
Región de Valparaíso	La Ligua	Los Molles
	Zapallar	La Laguna
	Quintero	Estero Mantagua
	Concón	Desembocadura Río Aconcagua
	Vina del Mar	Estero Ballena Estero María Marja

4.- En cumplimiento de los objetivos de la presente pesca de investigación, se autoriza a la peticionaria las siguientes actividades:

a.- El muestreo con retención permanente, contenido en la matriz biológica, según el siguiente detalle:

Matriz Biológica	Arte de Pesca, Equipos o elementos	Características
Macro invertebrados bentónicos	Corer de PVC	Cone de 110 mm de diámetro
	Red Surber	Red de 0,09 m <sup>2</sup> y malla de 250 µm



b.- La captura con retención temporal de las siguientes especies:

Especies nativas	Nombre común
<i>Cheirodon pacificus</i>	Pocha
<i>Gallaxias maculatus</i>	Puye
<i>Basilichthys microlepidotus</i>	Pejerrey del norte

Las especies nativas deberán ser devueltas una vez clasificadas a su medio en el mismo sitio de su captura, y en buenas condiciones para su sobrevivencia.

Sin perjuicio de lo anterior, el consultor podrá reservar una muestra, o ejemplares de las especies icónicas que presenten signos de enfermedades o daños evidentes, para su posterior análisis patológico.

Las especies de *Australoheros facetum* ("chanchito"), *Gambusia spp* ("gambusia"), *Carassius carassius* ("dorado"), *Chesterodon decemmaculatus* ("10 manchas"), *Ameiurus nebulosus* ("pez gato"), *Jenynsia multidentata* ("overito o morraja") y *Cheirodon interruptus* (pocha o morraja) *Ctenopharyngodon idella* (carpa china) y *Cyprinus carpio* (carpa), podrán ser sacrificados en su totalidad, en consideración a su potencial invasividad y riesgo para la conservación de las especies nativas amenazadas.

5.- Para la captura de peces se podrá utilizar un equipo de pesca eléctrica especializada para dichos fines, el uso de chinquillos auxiliares y redes de cerco orilleras. De la misma manera y para zonas de mayor profundidad, podrá utilizar trampas de peces, espinetes y redes. Respecto del uso de espinetes, estos no deberán superar un número máximo de 10 anzuelos, todos sin "vebarba", los que deberán ser operados con tiempos de reposo inferiores a 12 horas. Las redes utilizadas no deben superar los 25 metros de longitud y nunca cubrir todo el curso de agua.

En lagos, las redes podrán alcanzar un máximo de 125 metros de longitud y no más de tres unidades por cuerpo de agua. El tamaño de malla deberá corresponder al adecuado a cada especie objetivo del estudio, evitando la captura incidental de otras especies. El periodo de captura de la red no debe superar las 12 horas continuas. Durante este periodo, se deberá revisar regularmente la red al objeto de evitar la sobre captura, la captura de especies no objetivo, la mortalidad de los organismos atrapados.

El uso de los artes de pesca que se autorizan en el presente numeral, de acuerdo con el Informe técnico citado en Visto, están diseñados específicamente para la toma acotada de muestras con fines de investigación, desarrollo de líneas base y/o seguimientos ambientales, por lo cual cumplen con las exigencias establecidas en el inciso final del artículo 48 de la Ley General de Pesca y Acuicultura.

6.- La presente pesca de Investigación deberá realizarse con equipos de pesca eléctricos especializados para investigación, los cuales no deberán incluir generadores eléctricos de combustión o baterías usadas directamente al curso y cuerpo de agua.

Además, debe cumplir con las

- siguientes características y buenas prácticas:
- Interruptor en el ánodo situado en bastión de acceso rápido.
  - Indicador de parámetros eléctricos básicos.
  - Control de frecuencia paso a paso.
  - Regulación de potencia de salida.
  - Potencia máxima 400 Watt.
  - Control de pulso eléctrico.
  - El pescado debe ser eliminado del campo eléctrico tan pronto sea posible.
  - Donde sea posible debe llevarse utilizando los campos de corriente continua.
  - Frecuencias del pulso se mantendrá lo más bajo posible entre 30-40 Hz o inferior.
  - Máximo 2 minutos de uso por evento.

7.- Para efectos de la pesca de Investigación que se autoriza por la presente resolución, teniendo en consideración la interacción que se genera en las operaciones de muestreo, se exceptúa a la peticionaria del cumplimiento de las normas de administración establecidas mediante Decreto Exento N° 878, de 2011, del Ministerio de Economía, Fomento y Turismo.

8.- Para efectos de dar cumplimiento a las medidas establecidas en el programa de vigilancia, detección y control establecido por el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura para la plaga *Didymosphenia geminata* (*Didymo*), la peticionaria deberá:

- Desinfectar los equipos, artes, implementos, aparejos de pesca y demás límites que entren en contacto directo con el agua; en el lugar en donde se efectúan las actividades en terreno, tanto al comienzo y término de cada muestreo y en cada estación, debiendo utilizar los protocolos descritos en la Resolución Exenta N° 332 de 2011 del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura y el Manual para el Monitoreo e Identificación de la microalga bentónica *Didymosphenia geminata*, de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura.
- Dar aviso a más tardar dentro de las primeras 24 horas, una vez terminadas las campañas de muestreo, a la Dirección Regional del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura correspondiente, en caso de que durante la ejecución de las actividades en terreno se sospeche de la aparición de dicha plaga en el área de estudio. De la misma forma, en caso de encontrar células de la plaga en los análisis posteriores, se deberá dar aviso al Servicio dentro del mismo tiempo indicado en el párrafo precedente.

9.- El ejecutor deberá notificar al Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura, en adelante e indistintamente Semapesca, con un mínimo de 7 días hábiles de anticipación, respecto de la o las fechas en que se ejecutarán las actividades autorizadas por la presente resolución de Pesca de Investigación, según las siguientes condiciones:

- o La notificación deberá ser realizada mediante el envío de un correo electrónico y una carta certificada dirigida al Director Regional de la región o regiones donde se ejecutará la pesca de Investigación. La información de la dirección de envío, correos y contacto para efectos de enviar la notificación están consignadas en el sitio web <http://www.semapesca.cl/nuestras-oficinas>.
- o Adicionalmente, deberá incluir el nombre del proyecto y/o la RICA que involucra, el número de resolución de pesca de Investigación, la programación de las actividades en terreno detalladas por día de trabajo incluyendo la información de las estaciones de trabajo

- y sus coordenadas geográficas en UTM. Así mismo, deberá señalar los nombres de los profesionales y técnicos que conforman el equipo de trabajo, así como sus datos de contacto.
- La notificación de las actividades y la entrega de la información señalada es obligatoria y su incumplimiento se sancionará de conformidad con la Ley de Pesca y Acuicultura.

10.- La solicitante deberá elaborar un Informe resumido de las actividades realizadas, que contenga a lo menos información de la obtención de muestras, de los materiales y métodos ocupados. Asimismo, se deberá entregar una base de datos, en formato EXCEL, conteniendo: localización de la red o estaciones de muestreo, número de muestras, número de ejemplares capturados por especie cuando proceda o una cuantificación de la captura y características de los individuos muestreados en el contexto de la autorización.

Además, se deberá disponer los resultados en un archivo electrónico en formato shape el cual deberá estar en coordenadas geográficas (grados, minutos y segundos) referida al Datum WGS-84 considerando como atributo la categoría antes mencionada. Lo anterior deberá ser entregado dentro del plazo de treinta días corridos, contados desde la fecha de término del periodo de pesca autorizado, a través del sistema de tramitación electrónico en el ítem resultado.

El incumplimiento de la obligación antes señalada se considerará como causal suficiente para denegar cualquier nueva solicitud de pesca de investigación.

11.- Designese a la Jefa de la División de Administración Pesquera de esta Subsecretaría como funcionaria encargada de velar por el oportuno y debido cumplimiento de la obligación establecida en el numeral anterior.

12.- Esta autorización es intransferible y no podrá ser objeto o instrumento de negociación o situación de privilegio alguno.

13.- El solicitante será responsable de la presente pesca de investigación.

Asimismo, el Jefe de Proyecto y personal técnico participante del estudio corresponde a las personas que se indica, en las calidades que en cada caso se señalan, según la Información proporcionada en el currículum vitae de cada uno de ellos:

Nombre	RUT	Profesión	Función
Luis Figueroa Fábrega	13.420.832-4	Ecólogo Marino	Jefe de proyecto

14.- La peticionaria deberá dar cumplimiento a las obligaciones que se establecen en la presente resolución, y a las establecidas en la Ley General de Pesca y Acuicultura y en el D.S. Nº 461 de 1995, del actual Ministerio de Economía, Fomento y Turismo. El incumplimiento hará incurrir a la titular en el término inmediato de la pesca de investigación sin que sea necesario formalizarlo, y sin perjuicio de las sanciones que correspondan de acuerdo con lo dispuesto en la Ley General de Pesca y Acuicultura, ya citada.

15.- La presente resolución es sin perjuicio de las que correspondan conferir a otras autoridades, de acuerdo con las disposiciones legales y reglamentarias vigentes o que se establezcan.

16.- El Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura deberá adoptar las medidas y efectuar los controles que sean necesarios para lograr un efectivo cumplimiento de las disposiciones de la presente resolución.

17.- La presente resolución podrá ser impugnada por la interposición del recurso de reposición contemplado en el artículo 59 de la Ley Nº 19.880, ante esta misma Subsecretaría y dentro del plazo de 5 días hábiles contados desde la respectiva notificación, sin perjuicio de la aclaración del acto dispuesta en el artículo 52 del citado cuerpo legal y de las demás acciones y recursos que procedan de conformidad con la normativa vigente.

18.- La presente resolución deberá ser publicada en extracto en el Diario Oficial, por cuenta de la interesada.

19.- Transcribese copia de esta resolución a la Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante, al Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura y a la División Jurídica de esta Subsecretaría.

**ANÓTESE, NOTIFIQUESE POR CARTA CERTIFICADA, PUBLIQUESE EN EXTRACTO EN EL DIARIO OFICIAL POR CUENTA DE LA INTERESADA Y A TEXTO ÍNTEGRO EN EL SITIO DE DOMINIO ELECTRÓNICO DE LA SUBSECRETARÍA DE PESCA Y ACUICULTURA Y DEL SERVICIO NACIONAL DE PESCA Y ACUICULTURA Y ARCHÍVESE**



REPÚBLICA DE CHILE  
SUBSECRETARÍA DE PESCA Y ACUICULTURA  
RAÚL SALAS GUTIERREZ  
Subsecretario de Pesca y Acuicultura

**Anexo 2.** Afiche del Taller Ciudadano: Introducción a la identificación de macroinvertebrados bentónicos y peces de humedales costeros.



**TALLER CIUDADANO**  
**INTRODUCCIÓN A LA IDENTIFICACIÓN DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS Y PECES DE HUMEDALES COSTEROS**

**JUEVES 8 SEPTIEMBRE**  
9AM-16PM

**HUMEDAL DE MANTAGUA**  
PUNTO DE ENCUENTRO: PALACIO ROJOA VÍÑA DEL MAR  
DIRECCIÓN: CALLE QUILLOTA 27A

Incluye colación y traslado  
**CUPOS LIMITADOS**

**INSCRIBETE**



Logos: UVM, LECOS, Posada del Parque, ONU medio ambiente, gef, MARN, MAREX, MARINER.



**TALLER CIUDADANO**  
**INTRODUCCIÓN A LA IDENTIFICACIÓN DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS Y PECES DE HUMEDALES COSTEROS**

**PROGRAMA DE ACTIVIDADES**

- 8:45 Traslado a Humedal de Mantagua. Punto de encuentro: Palacio Rojoa.
- 10:00 Bienvenida.
- 10:15 Introducción a los macroinvertebrados y a la ictiofauna de humedales costeros.
- 10:45 Muestreo en el Humedal.
- 12:30 Colación.
- 13:30 Trabajo de identificación.
- 16:00 Cierre.

**INSCRIBETE**  
CUPOS LIMITADOS



Logos: UVM, LECOS, Posada del Parque, ONU medio ambiente, gef, MARN, MAREX, MARINER.

**Anexo 3.** Afiche del Taller de apoyo para la gobernabilidad: Indicadores de la calidad ambiental en humedales costeros”.



**TALLER DE APOYO PARA LA GOBERNABILIDAD**

**"INDICADORES DE LA CALIDAD AMBIENTAL EN HUMEDALES COSTEROS"**

MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS Y PECES

JUEVES 10  
**NOVIEMBRE**  
9AM-3PM

CAMPUS RECREO  
AUDITORIO 103  
DIEGO PORTALES 90  
VIA DEL MAR

Incluye almuerzo

CUPOS LIMITADOS

**CONFIRMA A:**  
cmizobe@mma.gob.cl

Logos: ONU Medio Ambiente, gef, UVM, LECOS

Página 2 - Agregar título de página



**TALLER DE APOYO PARA LA GOBERNABILIDAD**

**INDICADORES DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE HUMEDALES COSTEROS**

**PROGRAMA DE ACTIVIDADES**

- 9:00 Bienvenida (Directora de Escuela Ximena Pett-Breuilh Sepúlveda y Cynthia Mizobe GEF Humedales Costeros)
- 9:30 Indicadores de calidad ambiental en Humedales Costeros: Una Introducción.
- 10:30 Coffee Break
- 11:00 Ejemplos de aplicabilidad de índices y su uso en evaluación ambiental
- 13:00 Almuerzo (Casino UVM)
- 14:00 Actividad Práctica
- 16:00 Cierre

**CONFIRMA A:**  
cmizobe@mma.gob.cl

Logos: Ministerio del Medio Ambiente, ONU Medio Ambiente, gef, UVM, LECO

**Anexo 4.** Listado de participantes del Taller Ciudadano: Introducción a la identificación de macroinvertebrados bentónicos y peces de humedales costeros.

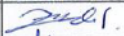


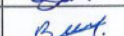



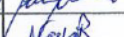

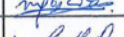

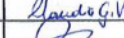


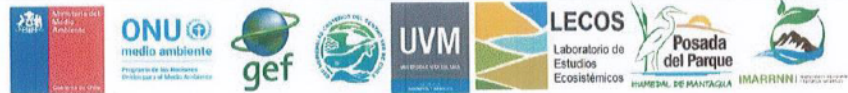
**Introducción a la identificación de macroinvertebrados bentónicos y peces de humedales costeros**

Capacitación Ciudadana

Jueves, 8 de septiembre de 2022

Humedal de Mantagua

N°	Nombre y Apellido	Comuna de Residencia	Correo electrónico	Firma
1	Maia Zahel	Valparaíso	maebelb@gmail.com	
2	Francisca Vega	Valparaíso	Francisca.vega.d@gmail.com	
3	Sebastian Mardones P.	Valparaíso	Sebastian.mardones.P@alumnos.uv.cl	
4	Belen Pinto R.	Maipo	belenpinto.1910@gmail.com	
5	Alex Neira L.	Ext. Central	alexneira.carosa@gmail.com	
6	Paula Escobar	Vina	paula.escobar.j@gmail.com	
7	Begonia Carrasco G.	Vila O'Higgins	begoniacarrasco@gmail.com	
8	Nayarett Rubio P.	San Antonio	naya.rubio.pino@gmail.com	
9	Catalina Sepúlveda	Vina del Mar	cessem1408@gmail.com	
10	Claudia Reyes	Valparaíso	claudia.reyes@alumnos.uv.cl	
11	Claudia González	Valparaíso	claudia.gonzalez.v@alumnos.uv.cl	
12	José Barrondo	Valparaíso	Jose.barrondo@alumnos.uv.cl	

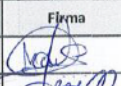
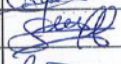
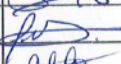
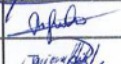


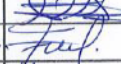
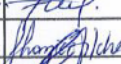
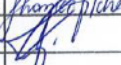
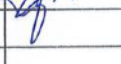
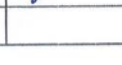


**Introducción a la identificación de macroinvertebrados bentónicos y peces de humedales costeros**

Capacitación Ciudadana

Jueves, 8 de septiembre de 2022

Humedal de Mantagua

N°	Nombre y Apellido	Comuna de Residencia	Correo electrónico	Firma
13	Neri Vargas B.	Valparaíso	neri.vb94@gmail.com	
14	Sofía Aosta Ramos.	Valparaíso.	sofiaacosta.r@gmail.com.	
15	Lisbeth Contreras	Valparaíso	lisbeth.contreras@alumnos.vv.cl	
16	Catalina Jara Onel	Valparaíso	Catalina.Jara@usm.cl	
17	Javiera Anita Ruiz	Viña del Mar	javiera.anita.ruiz@gmail.com	
18	Nicolás Bierwirth	Quintero	Bierwirthnicolas17@gmail.com	
19	Cynthia Mizobe	Viña del Mar	cmizobe@mma.gob.cl	
20	Francisca Mira	Viña del Mar	Franciscamira.97@gmail.com	
21	Shanice Galindo	Valparaíso	sfgalindo@gmail.com	
22	Luis Juvencio Jorjano	Concón	luis.juvencio@UVM.cl	
23	Isabel Valdovinos	Quilpué	isabel.valdovinos@gmail.com	
24				



**Introducción a la identificación de macroinvertebrados bentónicos y peces de humedales costeros**

Capacitación Ciudadana

Jueves, 8 de septiembre de 2022  
Humedal de Mantagua

N°	Nombre y Apellido	Comuna de Residencia	Correo electrónico	Firma
25	Ayline Nuñez Álvarez	Los Andes	ayline.nunez@gmail.com	<i>Ayline Nuñez</i>
26	Sol Ipiñza	Quintero	Sol.ipinza@gmail.com	<i>Sol Ipiñza</i>
27	Valentina Hoces	Valparaíso	Valentina.HocesC@gmail.com	<i>V. Hoces</i>
28	Emilio Terán DG	Viña del Mar	emilioteran12@gmail.com	<i>Emilio Terán</i>
29	Romina Rojas Galdamez	Valparaíso	romina.galdamez@gmail.com	<i>Romina Rojas</i>
30	Francisca Campos Ramírez	Quilpué	Fran.ocs@att.net.es	<i>Francisca Campos</i>
31	Maria Ignacia Gacitúa	Villa Alemana	maria.gacitua@alumnos.uc.cl	<i>Maria Gacitúa</i>
32	Ariana Álvarez Montoya	Valparaíso	ariana.alvmont.01@gmail.com	<i>Ariana Álvarez</i>
33	BRYAN BRAVO BUSTAMANTE	El Quisco	ANTU.BRAVO@HOTMAIL.COM	<i>Bryan Bravo</i>
34	Yamira Pizarro	Valparaíso	Yamira.Pizarro@gmail.com	<i>Yamira Pizarro</i>
35	Laura F. Molina Larduy	Ornito	Laura.Molina.Larduy@gmail.com	<i>Laura Molina</i>
36	Esther Bravo J.	Vina del Mar	nicolabravo057@gmail.com	<i>Esther Bravo</i>

**Anexo 5.** Listado de participantes del Taller a los funcionarios municipales y de organismos con competencia ambiental vinculados a la gestión y protección de humedales costeros.



Taller  
"Indicadores de la Calidad Ambiental EN humedales costeros"

Nombre completo	Municipalidad	Firma
Bárbara Ponce Gutiérrez ✓	concón	
Marcela Román Verdugo ✓	Municipalidad de Concón	
Francisco Javier Valenzuela López ✓	San Antonio	
María Jesús Malles Sepúlveda ✓	Municipalidad de Cartagena	
Patricio Alberto Cortez Espinola ✓	Municipalidad de Cartagena	
X Amelia Clavijo García	Municipalidad de El Tabo.	
Giselle Valenzuela espina	I. Municipalidad de Papudo	
Catalina Padilla Castro	I. Municipalidad de Papudo	
Francisca Bardi ✓	Zapallar	
Juan Tomas Perez Valdes ✓	Municipalidad de El Tabo	
Daniela Tapia Arcos ✓	El Tabo	
Daniela Tapia Arcos	Municipalidad de El Tabo.	
Karen Valenzuela Castillo ✓	San Antonio	
Lorena Olivia Flores Quijada ✓	I. Municipalidad Viña del Mar	
Soraya Evelyn Gutiérrez Canteliano ✓	I. Municipalidad de Viña del Mar	
Francisco Millacura Faúndez ✓	I. Municipalidad de Quintero	
Ivan Lazo Pavez	Municipalidad de Casablanca	
Alina Moya	Municipalidad de Valparaíso	
Barbara Palma Villalobos	Municipalidad de Valparaíso	
Nelson Michael Caja Herrera	Valparaíso	
Claudia Ebensperger ✓	Quintero	
Germán Fernando Sotomayor Aguilera ✓	Estatal	
Oscar Fuentes Mendoza ✓	Trabajo en SERNAPESCA Valparaíso	
Angela Saavedra Vielma ✓	Estudiante de Biología Marina	
Guillermo Andrés Alarcón Valdebenito ✓	Capitanía de puerto de Quintero	





**TALLER DE APOYO PARA LA GOBERNABILIDAD "INDICADORES AMBIENTALES EN HUMEDALES COSTEROS" énfasis en macroinvertebrados bentónicos y peces**  
**PROYECTO GEF HUMEDALES COSTEROS – PILOTO MANTAGUA**

Fecha: 10 de noviembre de 2022

Nombre completo	Institución	Teléfono	Correo electrónico	Firma
Roberto Sánchez Peñaranda	Municipalidad de Talca	985319592		Roberto P.
Isabel Urbina	UVM - LECOS	991627577		Isabel U.
Sauka Escobar	UVM	993429847		Sauka E.
MARIELA RUIBEN	UVM	993465080		MARIELA R.
Jessica Pita Caldera	UVM - LECOS	962588883	Jessica Pita@gmail.com	Jessica P.
BRAYAN BRAVO BUSTAMANTE	UVM - LECOS	993276925	BRAYANBRAVO@HOTMAIL.COM	Brayan B.
Jessica Anís Ruiz	UVM - LECOS	990991749	jessica.anis.ruiz@gmail.com	Jessica A.
RASHIYA SILVA H.	UVM	898274568	rsilva@uvm.cl	RASHIYA S.
Cyndi Muñoz Moreno	UVM - LECOS	994555290	cyndi.isis@gmail.com	Cyndi M.
Catalina Vasez H.	UVM - LECOS	968124970	CATALINA VASQUEZ H15@gmail.com	Catalina V.
Kiana López Pedron	UVM - LECOS	916842233	kiana.lopez@uvm.cl	Kiana L.
CAROLINA MIZOBE	GEF Humedales Costeros	982932282	cmizobe@mimo.gob.cl	CAROLINA M.
SHANICE Galindo				SHANICE G.
Luis Figueroa	UVM - Lecos	999647548	sfgalindo@gmail.com	Luis F.

**Anexo 6. Guía de peces identificados en el humedal de Mantagua.**



**Taller ciudadano**

Introducción a la identificación de macroinvertebrados Bentónicos y peces

*DE HUMEDALES COSTEROS*

**PECES DE AGUA DULCE**

La Fauna de Peces de Agua Dulce en Chile, presenta una baja riqueza de especies (1,2) pero un alto grado de endemismo (3). Se ha reportado la presencia entre 43 y 52 especies, entre nativas y exóticas (4,5,6). El estado de conservación del 90% de la ictiofauna nativa se encuentra bajo algún grado de amenaza, causado por múltiples factores de estrés, particularmente la introducción de especies exóticas y cambios en el uso del suelo en las cuencas de los ríos, extracción de agua, encauzamiento de sistemas fluviales y construcción de centrales hidroeléctricas (7,8).



**Taller ciudadano**

Introducción a la identificación de macroinvertebrados Bentónicos y peces

*DE HUMEDALES COSTEROS*

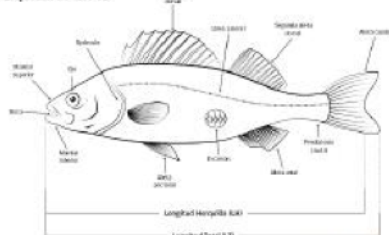
**INDICADORES**

Los peces presentan una alta variedad de adaptaciones funcionales, las cuales se vinculan directamente con el volumen total del cuerpo con el agua y su heterogeneidad. Es por este motivo, que muchas veces la biodiversidad de peces se utilice como indicador de la riqueza del sistema biológico (9, 10, 11).

**IDENTIFICACIÓN**

Uno de los problemas centrales en la determinación de las especies es sin lugar a dudas el conocimiento de las estructuras. En el esquema que aparece a continuación, podrá diferenciar las distintas partes de un pez y que le servirán para comprender esta guía de trabajo.

**Esquema de un Pez**



Fuente: [2]

**Taller ciudadano**

Introducción a la identificación de macroinvertebrados Bentónicos y peces

*DE HUMEDALES COSTEROS*

**CLAVE RESUMEN DE ESPECIES Y FAMILIAS MÁS IMPORTANTES PRESENTES EN EL HUMEDAL DE MANTAGUA**

